



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PALERMO

DIPARTIMENTO SCIENZE AGRARIE E FORESTALI

Dottorato di Ricerca in

Tecnologie per la Sostenibilità ed il Risanamento Ambientale

*Doctor Europeus*

LA PRODUZIONE DI BIOGAS E DIGESTATO IN SICILIA:  
UN MODELLO DI SVILUPPO ECOSOSTENIBILE  
NELLA FILIERA AGRO-ENERGETICA

SSD AGR/09 Meccanica Agraria

TESI DEL:

**DOTT. CARLO GRECO**

COORDINATORE DEL DOTTORATO:

**PROF. SEBASTIANO CALVO**

TUTOR:

**PROF. PIERLUIGI FEBO**

CICLO XXIV - ANNO ACCADEMICO 2010/2011

DOTTORATO





UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PALERMO

DIPARTIMENTO SCIENZE AGRARIE E FORESTALI

Dottorato di Ricerca in

Tecnologie per la Sostenibilità ed il Risanamento Ambientale

*Doctor Europeus*

LA PRODUZIONE DI BIOGAS E DIGESTATO IN SICILIA:

UN MODELLO DI SVILUPPO ECOSOSTENIBILE

NELLA FILIERA AGRO-ENERGETICA

SSD AGR/09 Meccanica Agraria

TESI DEL:

**DOTT. CARLO GRECO**

COORDINATORE DEL DOTTORATO:

**PROF. SEBASTIANO CALVO**

TUTOR:

**PROF. PIERLUIGI FEBO**

# **DOTTORATO DI RICERCA IN TECNOLOGIE PER LA SOSTENIBILITA' ED IL RISANAMENTO AMBIENTALE**

## **XXIV CICLO**

### **La produzione di biogas e digestato in Sicilia: un modello di sviluppo ecosostenibile nella filiera agro-energetica**

#### **Indice**

|                                                                                    |           |
|------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Introduzione.....</b>                                                           | <b>9</b>  |
| <b>Capitolo 1. Le filiere agro-energetiche e le biomasse .....</b>                 | <b>13</b> |
| 1.1 Il problema energetico.....                                                    | 13        |
| 1.2 L'energia rinnovabile da biomasse .....                                        | 14        |
| 1.2.1 L'energia da biomasse: il quadro internazionale.....                         | 16        |
| 1.2.2 Le biomasse per biocombustibili.....                                         | 17        |
| 1.3 Le biomasse ed il sistema agro-energetico.....                                 | 19        |
| 1.4 La filiera agro-energetica .....                                               | 20        |
| <b>Capitolo 2. Stato dell'arte del biogas .....</b>                                | <b>22</b> |
| 2.1 Il biogas nel mondo e in Europa.....                                           | 22        |
| 2.2 La situazione del biogas in Italia.....                                        | 27        |
| 2.3 Il biogas nel PAN e prospettive di crescita .....                              | 30        |
| 2.4 Le criticità e le prospettive di sviluppo della filiera biogas-biometano ..... | 33        |
| <b>Capitolo 3. La filiera del biogas e del digestato .....</b>                     | <b>36</b> |
| 3.1 Introduzione alla filiera del biogas.....                                      | 36        |
| 3.2 I substrati per il processo di digestione anaerobica.....                      | 37        |
| 3.2.1 La scelta di una biomassa.....                                               | 38        |
| 3.2.2 La co-digestione anaerobica.....                                             | 40        |
| 3.2.3 Le tipologie di substrato .....                                              | 41        |
| 3.2.3.1 Le biomasse insilate .....                                                 | 41        |
| 3.2.3.2 Gli effluenti di allevamento.....                                          | 44        |
| 3.2.3.2.1 Caratteristiche degli effluenti di allevamento.....                      | 45        |
| 3.2.3.3 I sottoprodotti .....                                                      | 46        |
| 3.2.3.3.1 La normativa sui sottoprodotti di origine agronomica .....               | 50        |
| 3.3 Il processo di digestione anaerobica all'interno di un bioreattore.....        | 52        |
| 3.4 I fattori che influenzano la digestione anaerobica (DA) .....                  | 56        |
| 3.5 I parametri di controllo del processo (digestione anaerobica).....             | 56        |
| 3.5.1 La quantità e qualità del biogas.....                                        | 57        |

|                                                                                                                   |           |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 3.5.2 La composizione microbica.....                                                                              | 58        |
| 3.5.3 La temperatura.....                                                                                         | 58        |
| 3.5.4 Il pH e il sistema tampone.....                                                                             | 59        |
| 3.5.4.1 Le condizioni che determinano le variazioni di pH.....                                                    | 60        |
| 3.5.5 L'ammoniaca (NH <sub>3</sub> ).....                                                                         | 61        |
| 3.5.6 Gli Acidi Grassi Volatili (AGV) .....                                                                       | 62        |
| 3.5.7 L'alcalinità .....                                                                                          | 62        |
| 3.5.8 Il rapporto tra acidi grassi volatili e alcalinità.....                                                     | 63        |
| 3.5.9 Il rapporto carbonio azoto C/N.....                                                                         | 64        |
| 3.5.10 Il contenuto di acqua .....                                                                                | 64        |
| 3.5.11 I macronutrienti .....                                                                                     | 65        |
| 3.5.12 I micronutrienti.....                                                                                      | 65        |
| 3.5.13 L'acido solfidrico .....                                                                                   | 66        |
| 3.5.14 Gli altri fattori di tossicità dell'ambiente di crescita .....                                             | 66        |
| 3.6 La stabilità del processo .....                                                                               | 67        |
| 3.6.1 Il Carico Organico Volumetrico (COV) e il Tempo di Ritenzione Idraulico (TRI).....                          | 67        |
| 3.6.2 La produzione specifica di biogas .....                                                                     | 68        |
| 3.7 La resa in biogas, in biometano ed in digestato da substrati organici .....                                   | 68        |
| 3.8 I vantaggi della digestione anaerobica .....                                                                  | 69        |
| 3.9 La co-digestione anaerobica.....                                                                              | 70        |
| 3.10 La Valutazione del Ciclo di Vita (Life Cycle Assessment) applicata al processo di digestione anaerobica..... | 71        |
| 3.11 Gli utilizzi del biogas e del digestato .....                                                                | 72        |
| 3.12 Le prospettive della digestione anaerobica .....                                                             | 76        |
| <b>Capitolo 4. La valorizzazione energetica delle biomasse .....</b>                                              | <b>77</b> |
| 4.1 La disponibilità e le caratteristiche delle biomasse .....                                                    | 77        |
| 4.1.1 La struttura ligno-cellulosica.....                                                                         | 80        |
| 4.2 I pretrattamenti dei substrati.....                                                                           | 81        |
| 4.2.1 Pretrattamenti fisici .....                                                                                 | 81        |
| 4.2.2 Pretrattamenti meccanici .....                                                                              | 81        |
| 4.2.2.1 Molitura.....                                                                                             | 82        |
| 4.2.2.2 Estrusione .....                                                                                          | 83        |
| 4.2.2.3 Irraggiamento ad elevata energia .....                                                                    | 83        |
| 4.2.2.4 Ultrasonificazione.....                                                                                   | 83        |
| 4.2.2.5 Forze elettrocinetiche .....                                                                              | 84        |
| 4.2.3 Pretrattamenti termici .....                                                                                | 85        |
| 4.2.3.1 Steam explosion (SE) .....                                                                                | 85        |

|                                                                                            |            |
|--------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 4.2.3.2 Pressure Cooking (PC).....                                                         | 86         |
| 4.2.4 Pretrattamenti chimici .....                                                         | 86         |
| 4.2.4.1 Trattamento con acidi.....                                                         | 87         |
| 4.2.4.2 Trattamento con basi .....                                                         | 87         |
| 4.2.4.3 Trattamento ossidativo .....                                                       | 88         |
| 4.2.5 Pretrattamenti biologici .....                                                       | 89         |
| 4.2.6 Conclusioni sui diversi trattamenti.....                                             | 90         |
| <b>Capitolo 5. Gli impianti per il processo di digestione anaerobica.....</b>              | <b>92</b>  |
| 5.1 Le diverse tipologie impiantistiche .....                                              | 92         |
| 5.2 I principali componenti dell'impianto.....                                             | 93         |
| 5.2.1 Il digestore.....                                                                    | 93         |
| 5.2.2 La alimentazione .....                                                               | 96         |
| 5.2.2.1 Immissione con veicolazione tramite pompaggio .....                                | 96         |
| 5.2.2.2 Immissione delle frazioni liquide e solide separatamente .....                     | 97         |
| 5.3 I trattamenti per la gestione degli elementi nutritivi del digestato .....             | 99         |
| 5.3.1 Separazione solido-liquido.....                                                      | 99         |
| 5.3.2 Strippaggio .....                                                                    | 100        |
| 5.3.3 Essiccazione .....                                                                   | 101        |
| 5.3.4 Trattamento biologico .....                                                          | 101        |
| 5.3.5 Recenti innovazioni.....                                                             | 102        |
| <b>Capitolo 6. La Direttiva Nitrati e la gestione agronomica del digestato.....</b>        | <b>104</b> |
| 6.1 La Direttiva Nitrati .....                                                             | 104        |
| 6.1.1 Recepimento della Direttiva Nitrati .....                                            | 105        |
| 6.1.2 La digestione anaerobica nella Direttiva Nitrati e nelle norme di recepimento .....  | 107        |
| 6.2 Il digestato .....                                                                     | 108        |
| 6.2.1 L'azoto nel digestato .....                                                          | 110        |
| 6.2.2 Separazione solido/liquido .....                                                     | 111        |
| 6.3 L'utilizzo agronomico del digestato.....                                               | 113        |
| 6.3.1 Ottimizzazione dell'uso agronomico.....                                              | 115        |
| 6.3.2 Norme e incentivi .....                                                              | 116        |
| <b>Capitolo 7. Caso studio: la digestione anaerobica del siero di caseificazione .....</b> | <b>118</b> |
| 7.1 Introduzione all'argomento .....                                                       | 118        |
| 7.2 Il siero di caseificazione .....                                                       | 119        |
| 7.3 Le filiere di trattamento per la valorizzazione del siero .....                        | 121        |
| 7.4 La digestione anaerobica del siero .....                                               | 122        |
| 7.5 Il siero come risorsa .....                                                            | 123        |

## **Capitolo 8. Caso studio: la digestione anaerobica della Frazione Organica dei Rifiuti Solidi**

|                                                                         |            |
|-------------------------------------------------------------------------|------------|
| <b>Urbani (FORSU).....</b>                                              | <b>125</b> |
| 8.1 Introduzione .....                                                  | 125        |
| 8.2 Le caratteristiche della FORSU.....                                 | 126        |
| 8.2.1 Biodegradabilità .....                                            | 127        |
| 8.2.2 Rapporto carbonio/azoto .....                                     | 129        |
| 8.2.3 Granulometria.....                                                | 129        |
| 8.3 La raccolta ed il pretrattamento della FORSU .....                  | 130        |
| 8.4 Il processo di digestione anaerobica della FORSU .....              | 132        |
| 8.4.1 I tipi di processo applicati .....                                | 133        |
| 8.4.1.1 La digestione a singolo stadio umido (wet).....                 | 134        |
| 8.4.1.1.1 Performance produttive .....                                  | 135        |
| 8.4.1.2 La digestione a singolo stadio secco (dry) .....                | 137        |
| 8.4.1.2.1 Performance produttive .....                                  | 138        |
| 8.4.1.3 La digestione a più stadi.....                                  | 139        |
| 8.4.1.3.1 Performance produttive .....                                  | 141        |
| 8.4.1.4 I sistemi batch.....                                            | 144        |
| 8.4.1.4.1 Performance produttive .....                                  | 144        |
| 8.5 Risultati ottenibili con la digestione anaerobica della FORSU ..... | 145        |
| 8.6 Life Cycle Assessment e Life Cycle Cost.....                        | 147        |
| 8.7 Futuri sviluppi .....                                               | 149        |

## **Capitolo 9. Esperienza di laboratorio: la resa di biogas da FORSU e siero di latte di origine**

|                                             |            |
|---------------------------------------------|------------|
| <b>siciliana .....</b>                      | <b>152</b> |
| 9.1 Introduzione .....                      | 152        |
| 9.2 Le prove di laboratorio effettuate..... | 153        |
| 9.3 Risultati ottenuti .....                | 156        |

## **Capitolo 10. Progetto per la realizzazione in Sicilia di un impianto di biogas.....**

|                                                                                              |     |
|----------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 10.1 Premessa.....                                                                           | 161 |
| 10.2 Vantaggi nella realizzazione dell'impianto di biogas .....                              | 164 |
| 10.3 Inquadramento territoriale dell'impianto .....                                          | 164 |
| 10.3.1 Ubicazione.....                                                                       | 165 |
| 10.3.2 Inquadramento urbanistico .....                                                       | 167 |
| 10.3.3 Vincoli gravanti sull'area .....                                                      | 167 |
| 10.4. Descrizione dell'area dell'impianto.....                                               | 169 |
| 10.5. Descrizione generale dell'impianto .....                                               | 172 |
| 10.5.1 Descrizione sintetica del ciclo di produzione del biogas e trasformazione dell'azoto. |     |
| Bilancio di massa e di azoto.....                                                            | 172 |

|                                                                                          |            |
|------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 10.5.2 Opere da realizzare.....                                                          | 176        |
| 10.6 Sequenza operativa dell'impianto .....                                              | 177        |
| 10.6.1 Approvvigionamento e stoccaggio della biomassa e alimentazione dell'impianto..... | 178        |
| 10.6.2 Processo di predigestione.....                                                    | 179        |
| 10.6.3 Processo di fermentazione e sedimentazione finale .....                           | 179        |
| 10.6.4 Produzione di biogas .....                                                        | 180        |
| 10.6.5 Separatore finale .....                                                           | 180        |
| 10.6.6 Destinazione finale del digestato .....                                           | 181        |
| 10.7 Descrizione dei processi biochimici e vantaggi di un impianto bifase.....           | 181        |
| 10.7.1 Considerazioni generali alla base del progetto .....                              | 181        |
| 10.7.2 Differenze tra processi monostadio e processi bifase .....                        | 182        |
| 10.7.3 Predigestione ed unità di acidificazione.....                                     | 183        |
| 10.7.4 Digestione anaerobica e produzione di biogas .....                                | 184        |
| 10.8 Caratteristiche tecniche dell'impianto .....                                        | 185        |
| 10.9 Dimensionamento dei manufatti .....                                                 | 191        |
| 10.9.1 Stoccaggio della biomassa in ingresso .....                                       | 191        |
| 10.9.2 Unità di caricamento dei reattori (dosatore).....                                 | 192        |
| 10.9.3 Reattore di predigestione.....                                                    | 192        |
| 10.9.4 Fermentatori .....                                                                | 193        |
| 10.9.5 Stoccaggio finale.....                                                            | 194        |
| 10.9.6 Separatore.....                                                                   | 195        |
| 10.9.7 Fabbisogno idrico dell'impianto .....                                             | 195        |
| 10.10 Verifica del potenziale dell'impianto.....                                         | 196        |
| 10.11 Calcolo dell'energia immessa in rete .....                                         | 198        |
| 10.11.1 Energia elettrica.....                                                           | 198        |
| 10.11.2 Energia termica .....                                                            | 198        |
| 10.12 Locale servizi .....                                                               | 199        |
| 10.13 Cabina utente.....                                                                 | 200        |
| 10.14 Captazione dell'acqua piovana .....                                                | 201        |
| 10.15 Acque di scarico civili dal locale servizi.....                                    | 202        |
| 10.16 Previsione di emissioni in atmosfera.....                                          | 203        |
| 10.17 Valutazione previsionale di impatto acustico.....                                  | 203        |
| 10.18 Tempi di realizzazione dell'impianto .....                                         | 203        |
| <b>Conclusioni .....</b>                                                                 | <b>204</b> |
| <b>Ringraziamenti .....</b>                                                              | <b>208</b> |
| <b>Bibliografia .....</b>                                                                | <b>209</b> |
| <b>Siti di riferimento .....</b>                                                         | <b>233</b> |

## **Tabelle presenti nella tesi**

Tabella 1 – Biomasse e prodotti energetici ottenibili

Tabella 2 – Alcuni sottoprodotti in relazione alle filiere agro-industriali e stime indicative sulle quantità annuali

Tabella 3 – Disponibilità nazionale annua di sottoprodotti agricoli utilizzabili per la digestione anaerobica

Tabella 4 – Produzione teorica di biogas di alcuni composti organici (dati pubblicati su VDI 4630, 2006)

Tabella 5 – Composizione media del siero latte dolce e del siero acido.

Tabella 6 – Valori dei principali parametri aggregati per il siero

Tabella 7 – Composizione tipica del biogas da digestione anaerobica della FORSU

Tabella 8 – Composizione chimica dei campioni della FORSU e del siero di latte

Tabella 9 – Risultati delle prove di DA

Tabella 10 – Parametri chimico – fisici del biogas

Tabella 11 – Produzione di metano dalle matrici in ingresso



## Figure presenti nella tesi

- Figura 1 – Sulla (*Heidesarum coronarium*) di 2° anno
- Figura 2 – Digestori
- Figura 3 – Coniglina
- Figura 4 – Insilato di mais
- Figura 5 – Silo di mais a trincea
- Figura 6 – Campo di triticale
- Figura 7 – Letame equino in fase di carico
- Figura 8 – Spandimento del digestato liquido
- Figura 9 – Digestato solido pronto per lo spandimento
- Figura 10 – Spandimento del digestato solido in post-raccolta
- Figura 11 – Digestato solido al 25% di umidità
- Figura 12 – Digestato liquido in fermentazione all'interno del digestore
- Figura 13 – Carico e scarico del digestato liquido in azienda
- Figura 14 – FORSU del Comune di Marineo (Pa)
- Figura 15 – Siero di latte siciliano utilizzato presso la Aleksandras Stulginskis University per le prove sperimentali
- Figura 16 - Resa di biogas dai Solidi Totali (ST) ottenuta utilizzando FORSU durante le prove di DA: gli istogrammi rappresentano la resa giornaliera dai ST ( $b_{TS}$ ), mentre la curva rappresenta la resa totale cumulativa dai ST ( $B_{TS}$ ).
- Figura 17 - Resa di biogas dai Solidi Totali (ST) ottenuta utilizzando siero di latte durante le prove di DA: gli istogrammi rappresentano la resa giornaliera dai ST ( $b_{TS}$ ), mentre la curva rappresenta la resa totale cumulativa dai ST ( $B_{TS}$ ).
- Figura 18 - Resa di biogas dai Solidi Volatili (SV) ottenuta utilizzando FORSU durante le prove di DA: gli istogrammi rappresentano la resa giornaliera dai SV ( $b_{VS}$ ), mentre la curva rappresenta la resa totale cumulativa dai SV ( $B_{VS}$ ).
- Figura 19 - Resa di biogas dai Solidi Volatili (SV) ottenuta utilizzando siero di latte durante le prove di DA: gli istogrammi rappresentano la resa giornaliera dai SV ( $b_{VS}$ ), mentre la curva rappresenta la resa totale cumulativa dai SV ( $B_{VS}$ ).
- Figura 20 – Particolare del sito oggetto dell'intervento
- Figura 21 – Panoramica dell'area d'intervento
- Figura 22 – Inquadramento territoriale dell'intervento su base ortofoto C.T.R.
- Figura 23 – Inquadramento territoriale dell'intervento su base IGM
- Figura 24 – Inquadramento territoriale dell'intervento su base P.R.G.
- Figura 25 – Inquadramento catastale dell'area di progetto
- Figura 26 – Inquadramento territoriale dell'intervento su base ortofoto – SIC-ZPS
- Figura 27 – Planimetria generale dell'impianto
- Figura 28 – Bilancio di massa e di azoto
- Figura 29 - Sezioni del progetto
- Figura 30 – Caricamento della biomassa
- Figura 31 – Dettaglio componenti principali dell'impianto
- Figura 32 – Cassoni scarrabili normalmente utilizzati in impianti di biogas
- Figura 33 – Stralcio ortofoto del tracciato elettrodotta

Il Biogas è una grande avventura

Dipl.Ing.(FH) Thomas Dudek

## Introduzione

La produzione di energia da biomassa ha evidenziato nel corso degli ultimi anni una significativa crescita ed un peso sempre maggiore tra le energie rinnovabili. La conoscenza dei meccanismi biologici e tecnici, che sono alla base dei processi produttivi e di trasformazione della biomassa, è fondamentale per favorire l'introduzione di tecniche e metodi sempre più avanzati ed efficienti in termini di sostenibilità energetica, economica ed ambientale. Tra le diverse filiere produttive energetiche, quella del biogas presenta le maggiori possibilità di sviluppo per la sua forte compatibilità con il sistema agricolo italiano. L'effervescente sviluppo del biogas in Italia sembra ancora oggi non trovare alcun riscontro in Sicilia, dove, benché siano state rilasciate autorizzazioni per diversi impianti, ve ne è soltanto uno in funzione, a Marianopoli, in provincia di Caltanissetta. Le principali ragioni di questo ritardo sono riconducibili a:

- mancanza di un modello d'impianto di riferimento. Mentre gli impianti nel Nord Italia hanno seguito, almeno inizialmente, il modello tedesco, imperniato su un'alimentazione a base di effluenti zootecnici, in abbinamento con colture energetiche (in misura preponderante mais), questo tipo di dieta si è rivelata in gran parte improponibile in Sicilia, dove la zootecnia è molto meno intensiva e le condizioni climatiche sono poco favorevoli alla coltivazione del mais;
- bandi e interventi speciali. L'abbondanza di misure di sostegno allo sviluppo delle filiere, in Sicilia come in altre regioni del Sud, non ha costituito uno strumento molto efficace ma, paradossalmente, ha piuttosto disincentivato l'intervento di capitali privati, con il miraggio di disponibilità di aiuti pubblici che hanno imposto vincoli progettuali aggiuntivi;
- reperimento delle risorse finanziarie. Gli impianti di biogas in Sicilia non hanno attratto l'interesse di società finanziarie, come è invece avvenuto in altre regioni o, nella stessa Sicilia, per altre tipologie di fonti rinnovabili come il fotovoltaico e l'eolico, per la maggiore complessità del business, ben più esigente in termini di capacità di conduzione degli impianti e, soprattutto, in mancanza di un chiaro modello di riferimento.

L'orientamento dei nuovi incentivi per le energie rinnovabili non fotovoltaiche verso un più intenso impiego di sottoprodotti, in alternativa alle colture dedicate, potrebbe offrire maggiori opportunità per lo sviluppo del biogas in quest'area, in considerazione delle notevoli quantità di sottoprodotti disponibili. A livello nazionale gli scarti biologici delle lavorazioni agricole, secondo la nuova edizione dell'Osservatorio Agroenergia (lo studio realizzato da Energetica e Confagricoltura), possono valere - se adeguatamente valorizzati - oltre 10 Mtep (Milioni di

tonnellata equivalente di petrolio che rappresenta la quantità di energia rilasciata dalla combustione di una tonnellata di petrolio grezzo e vale circa 42 GJ) annui di energia primaria. Qualcosa, cioè, come il 49% della produzione da fonti rinnovabili e il 5% dei consumi italiani (Mattiolo, 2012a). È bene sottolineare che nelle agroenergie il ruolo del Sud Italia può essere importantissimo: potrebbe rappresentare l'area di maggior interesse e sviluppo, dando un importante sostegno economico a un'agricoltura molto penalizzata; proprio al Sud potrebbe toccare il compito, con lo sviluppo delle agroenergie, di fornire un contributo prezioso al rilancio dell'economia nazionale. La Sicilia può contare su un'alta percentuale di residui agricoli da destinare alla produzione di biogas, ben più consistente di quella disponibile in molte regioni del Nord Italia. Mentre nelle regioni settentrionali l'industria del biogas ha conosciuto negli ultimi anni un grande sviluppo, contribuendo a rendere il mercato del biogas italiano il più dinamico al mondo (+ 285 %), in Sicilia si tende ancora a sottovalutare e a trascurare il potenziale delle agro energie (Mattiolo, 2012a).

A confermare le potenzialità di questo territorio come produttore di energia da biogas è lo studio "Osservatorio Agroenergia - Energia e sottoprodotti agricoli", redatto da Althesys per conto di EnergEtica (Mattiolo, 2012a), dove la Sicilia risulta essere una delle regioni del Sud Italia con il potenziale più alto assieme a Puglia e Campania. Pur avendo il settore zootecnico numeri inferiori rispetto ai grandi allevamenti del Nord, la presenza in tali zone di colture cerealicole con relativa produzione di paglie e di una filiera agroindustriale di riferimento per l'intera area del mediterraneo comporta l'esistenza sul territorio di ingenti quantitativi di sottoprodotti che possono entrare nella filiera energetica del biogas. Tali matrici, da un alto potere metanigeno, sono rappresentate per lo più da vinacce, sansa di oliva e pastazzo di agrumi, che assieme alle paglie sono i sottoprodotti più presenti e che nel totale raggiungono il milione e mezzo di tonnellate. Altra matrice fondamentale sono i reflui zootecnici, che raggiungono un totale di quasi 600 mila tonnellate, accorpando i settori della zootecnica bovina e suina.

Pertanto, nella "ricetta" per il biogas siciliano, un ruolo equivalente a quello degli effluenti zootecnici potrebbe essere assunto da sottoprodotti come: sansa e acque di vegetazione di frantoi; pastazzo di agrumi; paglie di cereali; pollina. Mentre un ruolo equivalente al mais, nelle biomasse dedicate, essenziali per la costanza di funzionamento degli impianti, potrebbe essere assunto da colture alternative al mais, ad esempio la Sulla (*Hedysarum coronarium*), (Fig. 1); secondo una stima del 2011, la resa in biomassa secca oscilla da 6 a 12 t/ha, permettendo così di ottenere biomassa verde da insilare tra 24 e 48 t/ha (Martorana, 2011).



Figura 1 – Sulla (*Heidesarum coronarium*) di 2° anno

Un elemento di interesse per lo sviluppo del biogas in Sicilia è quello del biometano. L'isola è infatti una delle regioni italiane con minore copertura della rete gas, e, parallelamente, una delle più deboli per il metano dedicato all'autotrazione. Soprattutto in aree come la provincia di Ragusa, con forte densità di serre, la disponibilità di biometano proveniente da impianti di biogas agricoli potrebbe trovare importanti sbocchi in aziende agricole situate nelle vicinanze e offrire opportunità per l'integrazione delle filiere.

Altri studi che dimostrano l'enorme potenzialità di produzione di biogas in Sicilia sono "Evaluation of potential biogas production in Sicily" (Comparetti et al., 2012) e "Sicilian potential biogas production" (Comparetti et al., 2013b) in cui è stata stimata la produzione di biogas siciliano utilizzando la Frazione Organica dei Rifiuti Solidi Urbani (FORSU), i reflui zootecnici (da bovini, suini e pollame) e sottoprodotti dell'industria agro-alimentare (vinacce e sansa di olive). In Sicilia la disponibilità di FORSU ammonta a 0,8 milioni di tonnellate per anno, quella dei reflui a 3,03 milioni di tonnellate e quella dei sottoprodotti a 350 mila tonnellate. La produzione potenziale di biogas da questi tre substrati è di 170,2 milioni di metri cubi, pari a 1023,4 GWh di produzione energetica l'anno. Palermo, Ragusa e Catania sono le tre province in cui, attualmente, si attesta la più elevata produzione di biogas in Sicilia.

In questa tesi, nel capitolo 1 viene affrontato il concetto di filiera agro-energetica. Nel capitolo 2 è delineato lo stato dell'arte del biogas nel mondo, in Europa ed Italia, con

approfondimenti sulla storia della digestione anaerobica, sul biogas nel Piano di Azione Nazionale per le energie rinnovabili (PAN) e sulle prospettive di crescita e le criticità di sviluppo della filiera biogas-biometano. Nel capitolo 3 sono illustrati la filiera del biogas e del digestato, tutto il processo di digestione anaerobica ed i suoi parametri di controllo (quantità e qualità del biogas, temperatura, pH e sistema tampone e le condizioni che determinano le variazioni di pH, la stabilità del processo, etc.). Nel capitolo 4 vengono approfonditi i trattamenti che subiscono le biomasse prima del loro utilizzo per la digestione anaerobica. Il capitolo 5 fornisce una descrizione delle diverse tipologie di impianti per la digestione anaerobica. Nel capitolo 6 è approfondita la Direttiva Nitrati e la gestione agronomica del digestato. La digestione anaerobica del siero di caseificazione e della Frazione Organica dei Rifiuti Solidi Urbani (FORSU) è discussa nei capitoli 7 e 8, rispettivamente. Nel capitolo 9 sono descritte le sperimentazioni su campioni di FORSU e siero di latte siciliani, condotte presso il laboratorio dell'Istituto di Ingegneria Energetica e Biotecnologica dell'Università "Aleksandras Stulginskis" della Lituania.

Il capitolo 10 analizza i vantaggi della realizzazione di un impianto biogas in Sicilia avente potenza 0,999 MW, illustrandone l'areale di progetto, la sequenza operativa dell'impianto, l'approvvigionamento e stoccaggio della biomassa, i processi biochimici e i vantaggi di un impianto bifase, le caratteristiche tecniche dell'impianto, il dimensionamento dei manufatti e il bilancio di massa e di azoto dell'impianto medesimo.

# **Capitolo 1. Le filiere agro-energetiche e le biomasse**

## **1.1 Il problema energetico**

In questi anni il problema energetico è divenuto un tema cruciale e complesso per una concomitanza di cause di natura politica, economica, sociale ed ambientale. Basti pensare al problema della instabilità geopolitica dei paesi produttori di petrolio e delle aree circostanti, che influisce sulla sicurezza degli approvvigionamenti e sui prezzi di greggio e gas naturale; a questo si aggiunge l'incremento dei consumi dei Paesi in via di sviluppo quali Cina e India, con ricadute negative anche sull'ambiente. Secondo alcuni esperti, l'aumento della temperatura del pianeta registrato in questi decenni è una conseguenza delle emissioni di gas serra, causato dai consumi di combustibile fossile. Tuttavia altri studiosi, sostengono che siano i processi naturali la causa del recente riscaldamento anziché le attività umane. Anche se il dibattito in argomento è ancora aperto, il principio di precauzione afferma che dovremmo in ogni caso ridurre le emissioni di gas serra e di inquinanti, come gli idrocarburi aromatici, e modificare i nostri stili di vita al fine di evitare di mettere a rischio le future generazioni (Castelli, 2011).

L'introduzione di tecnologie più efficienti e rispettose dell'ambiente in tutti i settori energivori (per esempio trasporti, riscaldamento, condizionamento e processi industriali) e interventi mirati nei modelli di sviluppo economico e di organizzazione sociale, unitamente a cambiamenti, seppur limitati, negli stili di vita possono infatti portare a significativi risparmi di energia e di emissioni di inquinanti. In questo contesto anche l'impiego di energia rinnovabile può giocare un ruolo significativo. Risultati in questa direzione sono stati ottenuti in molti Paesi (Castelli, 2011).

I nuovi scenari energetici, elaborati dagli Organismi Internazionali, prevedono infatti azioni volte a sviluppare un mercato dell'energia improntato alla salvaguardia ambientale, alla sicurezza ed alla diversificazione delle fonti energetiche. In quest'ottica, i singoli governi si sono impegnati ad elaborare ed applicare interventi volti a ridurre le emissioni di gas serra, attraverso l'incentivazione delle fonti rinnovabili ed una maggiore attenzione al ciclo di vita dei prodotti. L'esigenza di diversificare le fonti energetiche e di introdurre tecnologie innovative capaci di contenere il bilancio energetico-ambientale, è testimoniata dal Protocollo di Kyoto, sottoscritto l'11 dicembre 1997 da più di 180 Paesi. Anche l'Unione Europea con il pacchetto clima-energia (contenuto nella Direttiva 2009/29/CE, che è entrata in vigore nel giugno 2009 e sarà valida dal gennaio 2013 fino al 2020) si è impegnata a sostenere la

riduzione dei consumi energetici, la diversificazione degli approvvigionamenti e la salvaguardia dell'ambiente. I recenti incidenti alle centrali nucleari giapponesi hanno ulteriormente fatto ripensare alle strategie energetiche ed al rilancio delle politiche di efficienza energetica e di utilizzo delle energie rinnovabili.

Quando si parla di energie rinnovabili ci si riferisce a quelle forme di energia quali il fotovoltaico, l'eolico, il moto ondoso, la geotermia, le biomasse, generate da fonti che, per caratteristica intrinseca, si rigenerano in un arco di tempo tale da non pregiudicarne le risorse per le generazioni future. Fra queste la biomassa è una fonte di energia che l'uomo ha sempre usato da quando ha imparato ad usare il fuoco (Castelli, 2011).

Negli ultimi decenni del secolo scorso è stata sostituita da fonti considerate più efficienti, fino a quando negli ultimi anni, a seguito dei ripensamenti nelle politiche energetiche sopra menzionati e degli sviluppi di alcune tecnologie, si è ritornati a pensare a come utilizzare meglio l'energia derivante dal mondo biologico. L'intensità delle radiazioni solari che arrivano ogni anno sulla superficie terrestre corrisponde a circa 90 mila miliardi di tonnellate di petrolio equivalente (TEP) (Lewis e Nocera, 2006). L'obiettivo dovrà, pertanto, essere quello di catturare e convertire questa energia in altre forme di energia utilizzabili. In questo contesto il ruolo della biomassa è fondamentale. Infatti le piante, grazie all'attività fotosintetica, sono in grado di trasformare l'energia radiante in energia chimica e fissare la CO<sub>2</sub> presente in atmosfera, trasformandola in molecole organiche, biomassa rinnovabile.

## **1.2 L'energia rinnovabile da biomasse**

Tra le diverse opzioni nell'ambito delle energie rinnovabili, le biomasse hanno il vantaggio di poter produrre energia per i mercati elettrico, termico e per i trasporti. Le ragioni per utilizzare le biomasse per produrre energia sono legate al ciclo della CO<sub>2</sub>; l'anidride carbonica che è immessa in atmosfera in seguito alla loro combustione, è nuovamente assorbita attraverso l'attività fotosintetica e produce nuova biomassa. Per esempio, la crescita di un metro cubo di legno è associata all'utilizzo di 1 t di CO<sub>2</sub>, di cui 250 kg sono immagazzinati come carbonio nelle strutture legnose e 750 kg emessi sotto forma di ossigeno in atmosfera. Un ettaro di mais fissa 450-500 Kg di CO<sub>2</sub> liberando 220-250 m<sup>3</sup> di ossigeno (Castelli, 2011). La biomassa da legno e da residui dell'agricoltura è tradizionalmente la sola fonte energetica per i paesi in via di sviluppo; tuttavia sta assumendo un ruolo sempre più significativo anche per i paesi industrializzati, che stanno scoprendo nuovi sistemi colturali e nuove applicazioni per sfruttarne le potenzialità nella produzione di biocarburanti.



Con il termine “biocarburanti” si indicano i composti, allo stato liquido o gassoso, ottenuti da biomasse. Nel corso degli ultimi anni si è assistito a una rapida espansione del campo di applicazione dei biocarburanti in direzione della generazione elettrica e termica e in particolare della cogenerazione e trigenerazione. Occorre tenere presente che la produzione di energia da biomasse deve essere sviluppata tenendo sempre in attenta considerazione le ricadute ed i molteplici aspetti che il suo utilizzo comporta: competizione con altri usi per il suolo, logistica degli approvvigionamenti, economicità delle filiere, salvaguardia dell’ambiente. L’uso del suolo deve essere gestito con attenzione, per evitare che la trasformazione dello spazio rurale possa subire trasformazioni insostenibili nel lungo periodo. Occorre che l’uso e la coltivazione di colture energetiche sia guidato da un’attenta valutazione ambientale al fine di evitare una eccessiva pressione sulla terra dovuta sia al cambiamento d’uso dei suoli (conversione di suoli da foresta o prati-pascolo a colture energetiche), sia agli interventi di fertilizzazione in genere e a tutti i trattamenti chimici fatti per incrementare le rese produttive (Castelli, 2011).

L’inquinamento del suolo, dell’acqua e dell’aria, può essere frutto anche di pratiche agricole e di un utilizzo della terra inappropriati. Una prospettiva di questo tipo, come è stato evidenziato da Searchinger et al. (2008), porterebbe al rilascio in atmosfera di una parte importante del carbonio depositato nelle piante e nei suoli e ad una emissione di ossidi di azoto (NOx) dovuta agli apporti nutritivi azotati, con un conseguente bilancio energetico insostenibile. Gli approvvigionamenti di materie prime per l’alimentazione degli impianti energetici devono, inoltre, essere attentamente valutati per un corretto dimensionamento degli impianti stessi, per avere la sicurezza della continuità di fornitura e per evitare bilanci energetici negativi dovuti al trasporto. Pertanto, occorre organizzare le filiere in prossimità dei bacini di produzione con una pianificazione territoriale o aziendale dei siti adibiti agli impianti.

Relativamente alla salvaguardia del territorio, le attività agricole dedicate alla filiera energetica rappresentano una reale opportunità per mantenere i redditi degli agricoltori anche in presenza di prezzi non più remunerativi delle colture tradizionali; ciò favorisce la loro permanenza sul territorio contribuendo alla prevenzione dai rischi di degrado ambientale. Esistono diverse strategie per convertire una vasta gamma di biomasse grezze in energia. Le tecnologie per la produzione di energia elettrica e termica da biomassa sono già sviluppate e competitive in molte applicazioni. Una vasta gamma di tecnologie di conversione supplementari quali la produzione di idrogeno o la produzione di liquidi da syngas, sono in

fase di sviluppo e presto potranno offrire prospettive di maggiore efficienza, riduzione dei costi e miglioramento delle prestazioni ambientali.

### **1.2.1 L'energia da biomasse: il quadro internazionale**

Per il 2015 la domanda di energia primaria del pianeta è stimata attorno ai 13.500 M tonnellate di petrolio equivalente (MTep) (IEA, 2010). Le previsioni sono che i combustibili fossili, oggi pari all'81% dei consumi, rimarranno la fonte primaria per la produzione di energia. E' peraltro previsto un incremento della richiesta di carbone, gas ed energie rinnovabili (IEA, 2010). Tra le energie rinnovabili, i consumi di energia da biomassa hanno avuto una incidenza significativa pari a circa il 10%, sebbene il loro peso sia molto diverso nelle varie aree geografiche. La maggior quota di biomassa solida, che genera il 71,5% dei consumi di energia rinnovabile a livello mondiale, è infatti prodotta e consumata nei Paesi in via di sviluppo (Sud dell'Asia e nell'Africa Sub Sahariana) dove le biomasse (legno, paglia, sterco ed altri residui) sono tradizionalmente la sola fonte energetica. Tra i paesi OCSE, gli Stati Uniti sono i maggiori produttori di carburanti (bioetanolo e biodiesel) con il 60,1%, seguiti da Germania (11,5%) e Francia (7%) (IEA, 2010). La maggior parte delle automobili usate oggi negli Stati Uniti può utilizzare miscele fino al 10% di etanolo; i costruttori di motori stanno già producendo veicoli progettati per utilizzare miscele con percentuali più elevate. Tutte le principali case automobilistiche producono oggi veicoli "ibridi", a "carburante flessibile", che utilizzano miscele di benzina ed etanolo (sino all'85% E85). Dalla metà del 2006 negli Stati Uniti sono stati venduti circa sei milioni di veicoli E85 compatibili. Il Brasile ha uno dei più grandi programmi per ottenere energia rinnovabile, basato sulla produzione di bioetanolo dalla canna da zucchero. L'etanolo ora fornisce il 18% del carburante per autotrazione del Brasile e questo limita le importazioni di petrolio dall'estero. Tra i paesi sviluppati dell'OCSE, quelli Europei hanno fornito nel 2009 la più alta quota di energia primaria da fonti rinnovabili, pari al 9,9%. L'aumento della quota di energie rinnovabili nell'OCSE Europa è il risultato dell'attuazione di politiche a sostegno delle energie rinnovabili messe in atto dalla fine degli anni Novanta. La strategia europea in materia di clima ed energia viene seguita come un impegno non più nazionale e si configura come una proposta che integra clima ed energia (Castelli, 2011).

La direttiva 2009/28/Ce rappresenta lo strumento attuativo della convenzione quadro delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici e si propone come primo grande passo verso una strategia internazionale per la progressiva riduzione delle emissioni di gas serra e per la promozione dell'uso di energia da fonti rinnovabili. La direttiva prevede la promozione di

fonti rinnovabili ed è pertanto parte integrante ed essenziale dell'Azione Clima Europea, sorta nell'intento di limitare l'incremento della temperatura media della superficie della terra al di sotto dei 2 °C rispetto ai livelli pre-industriali. Racchiude tre obiettivi tra loro in stretto rapporto: sostenibilità energetica (risparmio energetico e incremento delle fonti rinnovabili), sostenibilità ambientale a livello globale (riduzione delle emissioni di gas serra) e sostenibilità a livello locale (riduzione concomitante delle emissioni di inquinanti locali quali, ad esempio, gli ossidi di azoto).

L'impegno è di raggiungere entro il 2020 i seguenti obiettivi:

- ridurre del 20% le emissioni di gas serra rispetto al 2005;
- garantire un risparmio energetico del 20% rispetto ai consumi previsti nel 2020;
- aumentare fino al 20% il contributo delle fonti rinnovabili sui consumi finali lordi al 2020.

Gli obiettivi vincolanti per gli Stati membri sono la riduzione delle emissioni di CO<sub>2</sub> e il raggiungimento della quota di energia rinnovabile rispetto ai consumi, garantendo il contributo minimo del 10% dei biocombustibili nel settore dei trasporti. La direttiva assegna inoltre un obiettivo di crescita per ciascuna nazione (comprensivo di tutti i settori) e lascia agli Stati membri la facoltà di dichiarare le misure per il suo conseguimento mediante un Piano di Azione Nazionale. In particolare, l'Italia dovrà portare le fonti rinnovabili a coprire il 17% dei consumi energetici al 2020, garantendo un contributo minimo del 10% dei biocombustibili nel settore dei trasporti (obiettivo quest'ultimo comune a tutti gli Stati membri). Per ciascuno dei comparti che compongono la domanda di energia sono state previste le quote per le produzioni provenienti da biomassa: 19% per l'elettrico, 54% per il termico e 87% per i trasporti (AgriregionEuropa, 2011). In Italia, secondo una recente indagine svolta dal Politecnico di Milano, nel corso del 2010, le biomasse agroforestali hanno contribuito per il 2,9% al fabbisogno totale di energia primaria del Paese, con una potenza installata di 8140 MW termici e 550 MW elettrici.

### **1.2.2 Le biomasse per biocombustibili**

La biomassa è un termine che riunisce una gran quantità di materiali di natura estremamente diversificata. In generale, la biomassa può essere definita come qualsiasi sostanza di matrice organica, non derivata da processi di fossilizzazione, utilizzabile a fini energetici. Il contenuto energetico della biomassa vegetale potrebbe essere aumentato migliorando l'efficienza energetica, con l'introduzione di modelli di pianta capaci di: i) ottimizzare il bilancio tra captazione delle radiazioni solari e conversione in materia organica; ii) ottimizzare gli input

colturali; iii) ottenere maggiori capacità di sfruttamento delle risorse del suolo, come ad esempio: apparati radicali con maggiore capacità di penetrazione in suoli aridi, apparati superficiali per suoli che intrappolino superficialmente gli elementi nutritivi. Si punta ad identificare specie con elevata efficienza fotosintetica nelle diverse situazioni climatiche, capaci d'innalzare la quantità di radiazione solare captata ed immagazzinata sotto forma di energia chimica, nelle molecole organiche (emicellulosa, cellulosa, glucosio o lipidi). La sfida sta anche nell'identificare specie di piante con maggior capacità di produzione di sostanza secca per unità di superficie, in suoli abbandonati o marginali. Per raggiungere questi obiettivi occorre individuare specie con ridotta fotorespirazione, intervenire su alcuni parametri metabolici e fisiologici, migliorare l'attività fotosintetica.

Attualmente le biomasse potenziali sono molteplici come riportato in tabella 1 (Castelli, 2011).

**Tabella 1 – Biomasse e prodotti energetici ottenibili**

| <b>Biomasse potenziali</b>                                                                                                                                                                           |                                                                                                                                                                                                                                        | <b>Prodotti ottenibili</b>                                                                                                                                                                                                                                                                |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Legnose</li> <li>• Altri derivati del legno</li> </ul>                                                                                                      | Abete, cedro, pino, pioppo, eucalipto, ginestra, robinia, salice, sequoia, residui manutenzione del verde, corteccia, ecc.                                                                                                             | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Solidi: legna (legna da ardere chips, segatura, pellets), carbone di legna, biochar</li> <li>• Liquidi: "Black liquor", metanolo, olio da pirolisi</li> <li>• Gassosi: prodotti di gassificazione e gas da pirolisi</li> </ul>                   |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Colture energetiche dedicate</li> <li>• Sottoprodotti agricoli</li> <li>• Sottoprodotti da allevamento</li> <li>• Sottoprodotti agro-industriali</li> </ul> | Gusci di noci/nocciole, residui vegetali, cardo, paglie, insilati (mais, tritale, sorgo), canna, miscanto, colture oleaginose (colza, girasole, palma), alghe, effluenti di allevamento, siero di latte, melasso, buccette di pomodoro | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Solidi: paglie, gambi, gusci, bagasse, carbone da biocombustibili agricoli, biochar</li> <li>• Liquidi: etanolo, metanolo, oli vegetali, biodiesel, olio da pirolisi da biocombustibili agricoli</li> <li>• Gassosi: biogas, idrogeno</li> </ul> |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Frazione organica dei rifiuti urbani</li> <li>• Fanghi di depurazione</li> </ul>                                                                            |                                                                                                                                                                                                                                        | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Solidi: biochar</li> <li>• Liquidi: olio da pirolisi da RSU</li> <li>• Gassosi: biogas</li> </ul>                                                                                                                                                |

In base alla materia prima utilizzata ed al grado di sviluppo della tecnologia di trasformazione della biomassa si ottengono biocombustibili che sono classificati in generazioni:

- Combustibili di 1<sup>a</sup> generazione sono ottenuti da tecnologia matura che utilizza colture amidacee, oleaginose, grasso animale, biomassa umida o legnosa;
- Combustibili di 2<sup>a</sup> generazione sono ottenuti principalmente utilizzando la lignocellulosa come materia grezza e/o estraendo olio dalle alghe.

### **1.3 Le biomasse ed il sistema agro-energetico**

Le attuali tematiche energetiche ed ambientali hanno portato al riemergere dell'agricoltura come settore strategico primario, anche in considerazione della rilevante circostanza che la riforma della Politica Agricola Comune (PAC) sostiene la salvaguardia del territorio e dell'ambiente tra le finalità del settore agricolo. Infatti, nella nuova PAC (Reg. n. 1782/2003), le risorse sono state spostate dal I al II pilastro (infatti accanto alla politica dei mercati, pilastro principale della PAC e alla politica delle strutture, articolata in fondi strutturali e iniziative comunitarie, è stata introdotta la novità dello sviluppo rurale: secondo pilastro della PAC), rafforzando la componente ambientale e riconoscendo al settore agricolo un ruolo rilevante nella riorganizzazione del settore energetico con il rafforzamento dell'offerta di prodotti energetici derivanti da fonti rinnovabili (Marino, 2008).

In Italia, la Superficie Agraria Utilizzabile (SAU) va progressivamente riducendosi anche per il determinante effetto di una continua e mal pianificata urbanizzazione delle campagne. Occorre quindi mantenere la presenza degli agricoltori sul territorio, ma per fare questo occorre assicurare loro un futuro e individuare nuove forme di reddito. Le biomasse utilizzate per scopi energetici, costituiscono un'opzione interessante come possibilità di differenziazione produttiva e d'integrazione del reddito, in un contesto come quello dell'agricoltura europea che comunque ha sempre previsto e continua a prevedere sussidi per gli agricoltori. A questo fine è importante costruire una filiera agro-energetica organizzata. Questo richiede criteri di valutazione diversi sia in termini di impatto sull'ambiente sia di benefici, che vanno esaminati in relazione ai diversi contesti territoriale o aziendale.

In questo ambito rientra anche l'interpretazione di agricoltura sostenibile, che considera l'agricoltura come un sistema diversificato, adattabile all'ambiente e capace di recuperare alcune delle materie prodotte. Questo, naturalmente, implica una valutazione del sistema multifunzionale agricolo, non solo sul piano economico, ma anche su quello energetico ed ambientale. In tal senso, occorre fare delle valutazioni, analizzando i costi e benefici e gli input/output energetici di ciascuna filiera, definendone il relativo bilancio economico,

energetico ed ambientale. Questa molteplice valutazione permetterebbe di confrontare le diverse soluzioni tecnicamente disponibili, offrendo utili indicazioni sulle strategie di promozione e incentivazione.

Con riguardo alla singola azienda, l'impresa agricola può produrre coltivazioni "energetiche" con destinazione di tipo misto, indirizzando una parte della coltura alla produzione di energia ed una parte ad altre destinazioni. In questa ottica, sono privilegiate le colture annuali, più flessibili ai cambiamenti di destinazione e per le quali già si conoscono le tecniche colturali e di stoccaggio, facilitando in questo modo l'ottimizzazione del loro uso (Castelli, 2011).

## **1.4 La filiera agro-energetica**

Per ottenere un sistema efficiente di produzione da biomassa occorre ottimizzare vari fattori e organizzarli in modo coerente nelle varie fasi della filiera, dalla produzione di biomassa fino alla trasformazione finale in energia. A tal fine, bisogna programmare l'uso del territorio per evitare che si verifichino improvvisi cambi di destinazione delle aziende senza un'accurata valutazione delle disponibilità in termini di biomassa che lo specifico territorio è in grado di assicurare. In secondo luogo, occorre localizzare e definire la dimensione degli impianti in funzione della disponibilità, il più possibile sicura, di biomassa utilizzabile. E' altresì auspicabile fare una scelta della tecnologia di trasformazione più confacente al tipo di biomassa individuata, con riferimento, prima alla trasformazione da biomassa a combustibile (chiamato anche vettore) e poi in energia termica ed elettrica. Nell'operare queste scelte oltre agli aspetti tecnici occorre tenere presente i parametri ed i vincoli dettati dalla normativa che disciplina l'erogazione dei contributi e degli incentivi alle tariffe, come ad esempio la distanza di provenienza della biomassa e la potenza dell'impianto. In base alla biomassa utilizzata ed al vettore energetico ottenuto, si possono definire diverse filiere: filiera dei combustibili solidi, filiera dei biocarburanti, filiera del biogas (Castelli, 2011).

La realizzazione di un sistema di produzione (filiera) prevede sostanzialmente tre fasi temporali:

- a) Una fase progettuale, nella quale si deve valutare il tipo, la qualità e la quantità di materia prima disponibile, per stabilire la dimensione ed il tipo di tecnologia da utilizzare ed eventualmente prevedere contratti di fornitura a lungo termine. Questa fase si completa con la valutazione economico finanziaria dell'investimento;
- b) Una seconda fase di esecuzione, che consiste nella predisposizione ed ottenimento delle autorizzazioni e nella costruzione e collaudo dell'impianto;

- c) Una terza fase che consiste nella gestione della filiera, dalla componente agricola fino a quella tecnica dell'impianto e dei prodotti di risulta.

In base alla distanza di provenienza della biomassa utilizzata per alimentare gli impianti si possono avere filiere corte e/o filiere lunghe. Nel primo caso rientrano le produzioni agro-energetiche a livello di singola azienda agricola o di piccole aziende aggregate o consorziate per raggiungere le superfici e le conseguenti produzioni economicamente sostenibili, sempre nel rispetto del vincolo di approvvigionamento entro un raggio di 70 km dall'impianto di produzione dell'energia elettrica (la lunghezza del raggio è misurata come la distanza, in linea d'aria, che intercorre tra l'impianto di produzione dell'energia elettrica ed i confini amministrativi del Comune in cui ricade il luogo di produzione della biomassa). Nel secondo caso (filiera lunghe) l'approvvigionamento della biomassa può provenire anche da zone extranazionali.

Un nuovo approccio in fase di studio nello sviluppo delle filiere energetiche, è l'introduzione del sistema integrato di più processi produttivi legati alla biomassa, ovvero la bioraffineria. In questa organizzazione di filiera la biomassa viene utilizzata per l'estrazione di principi attivi o altri composti come biopolimeri o zuccheri che vengono destinati all'industria alimentare, mangimistica o chimica. I residui di processo possono essere utilizzati per produrre energia termica ed elettrica da utilizzare all'interno degli stessi processi di estrazione. Un interessante forma di bioraffineria prevede la coltivazione di specie da olio e fibra dalle quali estrarre sia l'olio per la produzione di biodiesel o lubrificanti, sia la fibra per la produzione di biopolimeri, mentre i residui possono essere destinati alla gassificazione e produrre syngas. Rientra in questo schema anche l'inserimento integrato di più filiere energetiche, come ad esempio la produzione di alghe per la produzione di biodiesel integrata con la produzione di biogas. In questa tesi verrà trattata in modo particolare la filiera del biogas, che presenta maggiori possibilità di sviluppo per la sua forte compatibilità con una parte del sistema agricolo italiano e, in modo particolare, siciliano (Castelli, 2011).

## **Capitolo 2. Stato dell'arte del biogas**

### **2.1 Il biogas nel mondo e in Europa**

L'utilizzo delle acque reflue e delle risorse rinnovabili per l'approvvigionamento energetico era noto ai Sumeri, che praticavano la pulizia anaerobica dei rifiuti nel 3000 A.C. Nel 1776, Alessandro Volta raccolse il gas dal lago di Como al fine di esaminarlo. Nel 1868, Béchamp scoprì che una popolazione mista di microrganismi è necessaria per convertire l'etanolo in metano (Deublein e Steinhauser, 2008). Nei primi anni del 1990, entrambi gli impianti di Digestione Anaerobica (DA), commerciali e pilota, sono stati progettati e costruiti in modo che la DA dei rifiuti organici si diffondesse a livello mondiale (Karagiannidis e Perkoulidis, 2009).

Oggi migliaia di impianti di biogas operano in Europa come in altre parti del mondo (Al Seadi et al., 2008). Recentemente la costruzione e l'esercizio di impianti agricoli di biogas è iniziata in America del Nord (Stati Uniti e Canada) e in America Latina (Argentina, Perù, Brasile, Cile e Messico). Al giorno d'oggi esistono circa 600 impianti negli Stati Uniti, di cui 100 nel settore agricolo e 500 da discariche. Nel CIS (la Comunità degli Stati Indipendenti composta da undici delle repubbliche dell'ex Unione Sovietica: Armenia, Azerbaigian, Bielorussia, Kazakistan, Kirghizistan, Moldavia, Russia, Tagikistan, Uzbekistan, Turkmenistan e Ucraina) più di 70 impianti sono stati costruiti in Russia, più di 30 in Kazakhstan e 1 impianto in Ucraina, dove sono previsti circa 3000 impianti di biogas per la produzione di biogas (Deublein e Steinhauser, 2008).

L'iniezione del biometano nella rete del gas naturale si sta diffondendo in Paesi come la Germania, Svezia e Paesi Bassi. L'AEBIOM (European Biomass Association) stima che nel 2020 la produzione europea di energia derivata da biomassa potrebbe incrementarsi fino a raggiungere i 220 Mtep. L'elevata crescita nella produzione di biogas è dovuta, soprattutto, all'elevato incremento che si è verificato in Germania, seguita dal Regno Unito, il secondo Paese produttore di biogas dell'UE, che ha scelto di produrre energia dal biogas da discarica. Nel 2010, in Francia, il biogas è stato prodotto da 68 discariche (EurobObserv'ER, 2011). In Europa la diffusione della digestione anaerobica è cominciata nel settore dei depuratori civili per la stabilizzazione dei fanghi di supero (ovvero quella frazione dei fanghi provenienti dal processo di depurazione rappresentato da sostanze organiche non completamente degradate, da una parte delle sostanze inorganiche non degradabili e dalla nuova massa cellulare prodotta tramite l'utilizzo del substrato organico) e attualmente si stima siano oltre 1.600 i digestori



operativi. Allo stato attuale, tale tecnologia è considerata una delle migliori per il trattamento delle acque reflue agroindustriali ad alto carico organico e già nel 1994 erano attivi circa 400 impianti di biogas aziendali e consortili, mentre sono circa 5.000 i digestori operanti nel comparto agro-zootecnico nei Paesi dell'Unione Europea, specie in Germania, seguita da Danimarca, Austria, Svezia e Italia. Per il recupero di biogas dalle discariche per rifiuti urbani, invece, sono attualmente oltre 450 gli impianti in attività in Europa, con una diffusione particolare in Gran Bretagna (il secondo Paese produttore di biogas dell'UE (EurObserv'ER, 2011)). A questo tipo di trattamento si sta aggiungendo negli ultimi anni in maniera crescente quello della Frazione Organica derivante dalla raccolta differenziata dei Rifiuti Solidi Urbani (FORSU), spesso in codigestione con altri scarti organici industriali e con liquami zootecnici. Solo in Danimarca gli impianti centralizzati di codigestione di questo tipo già operanti sono 20 e trattano annualmente circa 2.140.000 t di liquami zootecnici e 400.000 t di residui organici industriali e FORSU. Secondo un recente censimento, inoltre, in Europa sarebbero circa 170 gli impianti di digestione anaerobica che trattano FORSU proveniente sia da raccolta differenziata sia da selezione meccanica a valle della raccolta (Piccinini e Vismara, 2011).

Nel 2010, in Europa, i tre maggiori settori di produzione di biogas ai fini della produzione di energia sono stati: biogas da discarica (26.8%), biogas dal trattamento delle acque reflue delle municipalità e delle industrie (9.8%), e altri substrati organici (63.4%). In quest'ultimo gruppo sono inclusi gli impianti utilizzati dagli agricoltori per la digestione anaerobica delle colture energetiche, dai sottoprodotti delle industrie di trasformazione, dalla frazione organica dei rifiuti solidi urbani e verde urbano. Nel 2008 la produzione di biogas nei Paesi dell'Unione Europea è stata di circa 7.542 ktep (1 ktep = 1.000 t equivalenti di petrolio): di questi, circa il 39% deriva dal recupero di biogas dalle discariche per rifiuti urbani (EurObserv'ER, 2009). I rifiuti organici prodotti attualmente nei Paesi dell'UE ammontano a circa 2,5 miliardi di tonnellate, dei quali circa il 40% è costituito da effluenti zootecnici e residui agricoli e il resto da rifiuti organici urbani e industriali, fanghi di depurazione e scarti ligno-cellulosici forestali, gli unici non utilizzabili in digestione anaerobica (fonte: IEA Bioenergy task 37, [www.iea-biogas.net](http://www.iea-biogas.net)).

Il Paese dove negli ultimi 15 anni la digestione anaerobica si è maggiormente sviluppata è la Germania, in particolare nel comparto zootecnico (Piccinini e Vismara, 2011). La maggiore diffusione degli impianti di biogas in Germania è dovuta a una serie di opportunità offerte dal Governo già negli anni passati per incrementare la produzione di energia da fonti rinnovabili, così da ridurre la dipendenza dai combustibili fossili. In particolare in Germania, negli ultimi

15 anni, la digestione anaerobica si è sviluppata nel comparto zootecnico, grazie alla politica di incentivazione adottata dal Governo nazionale, che, oltre a erogare un contributo sull'investimento, riconosce un prezzo per l'energia elettrica da biogas che è arrivato, dal 2009, fino a 0,267 €/kWh per un periodo di 20 anni; è stato incentivato con questo ultimo atto anche il biometano, con l'obiettivo di sostituire il 10% del gas naturale entro il 2030 (Piccinini e Vismara, 2011). Alla fine del 2012, secondo i dati dell'Associazione Biogas Tedesca, risultavano operativi circa 7.470 impianti. Il biogas viene utilizzato soprattutto in cogenerazione. Inoltre, 15 impianti immettono il biometano, dopo la purificazione del biogas, nella rete del gas naturale. Gli impianti di biogas operanti nel comparto agro-zootecnico sono di taglia medio-piccola, con una potenza elettrica installata media di 0,35 MW. La Germania ospita sul suo territorio un'ampia diversificazione delle varie tipologie di impianti, che, con le loro caratteristiche (dimensioni, tecnologie utilizzate, substrati trattati), vanno ad inserirsi nelle diverse strutture e realtà socio-economiche delle varie regioni del paese. Ciò ha portato a una più alta concentrazione di grandi impianti nelle zone settentrionali, mentre nelle aree meridionali si localizzano quelli di minore dimensione. La maggior parte degli impianti opera in co-digestione fra effluenti zootecnici, scarti organici e, in particolare, colture energetiche quali insilati di mais ed erba, per le ottime rese il primo e per i bassi costi il secondo. E' diffusa anche la monodigestione delle colture energetiche, sebbene le caratteristiche di queste matrici rendano più impegnativo il controllo del processo.

Nell'ambito del mio dottorato di ricerca, grazie al Programma "Erasmus Placement", ho avuto la possibilità di lavorare presso un impianto di biogas che si trova in Germania, nella regione Bayern, nella città di Kolbermoor. L'impianto di biogas è operativo dal 2009 ed è alimentato esclusivamente da letame equino, insilati di mais ed erba. La tecnologia impiantistica applicata è ampiamente diffusa in tutta la Germania per la sua semplicità e i bassi costi di realizzazione. E' un impianto miscelato e coibentato, costituito da due digestori (Fig. 2) di 430 m<sup>3</sup> ciascuno, un fermentatore di 1360 m<sup>3</sup> e un reattore per lo stoccaggio finale di 4241 m<sup>3</sup>, con un tempo di permanenza in digestione di circa 9 giorni. L'impianto opera in termofilia (circa 45°-50°C) e utilizza circa 50 tonnellate al giorno di biomassa. Il digestato prodotto viene sottoposto ad una separazione solido/liquido, per ridurre il volume di stoccaggio della frazione liquida. La frazione solida viene stoccata su una platea in cemento fino al momento del ritiro e utilizzata come ammendante organico. La frazione liquida separata viene in parte ricircolata ai digestori, in parte è pompata nel reattore di stoccaggio per poi essere inviata all'utilizzo agronomico. Sono presenti due cogeneratori da 364 kW ciascuno che producono energia elettrica e termica. Il biogas prodotto viene utilizzato in

cogenerazione con potenza elettrica di 728 kW. Il calore è utilizzato per il riscaldamento delle serre limitrofe in cui viene svolta attività vivaistica, produzione e vendita di piante. E' in corso di costruzione il secondo fermentatore al fine di rendere ottimale e a regime la produzione di energia elettrica e termica.



Figura 2 – Digestori

Interessante è anche la realtà danese, che a seguito della crisi energetica degli anni Settanta è arrivata, nel corso degli anni, a possedere un livello unico di know-how nel settore della costruzione e gestione di impianti centralizzati di biogas. In Danimarca sono presenti (al 2009) 60 impianti di biogas aziendali che utilizzano solo effluenti zootecnici o co-digeriscono il 2-5% di scarti organici e 21 impianti centralizzati che impiegano effluenti zootecnici per il 50-60% e scarti organici industriali; inoltre, sono presenti 30 impianti che trattano fanghi di depurazione civile e due che utilizzano la Frazione Organica da raccolta differenziata dei Rifiuti Solidi Urbani (FORSU). La maggior parte degli impianti è di taglia media, con una potenza installata tra 0,6 e 1 MW elettrici, due impianti sono al di sotto di 0,6 MW, mentre 20 superano 1 MW di potenza elettrica. Circa l'85% degli impianti opera in termofilia (50-55°C circa) e, di conseguenza, con tempi di permanenza relativamente bassi (inferiore a 20 giorni). Gli impianti di biogas sono situati soprattutto nella zona occidentale del paese dove si trova la maggior parte degli allevamenti (Piccinini e Vismara, 2011). Il numero di impianti di biogas

agricoli in Danimarca è destinato ad aumentare come conseguenza di un programma del Governo danese in cui si prevede l'utilizzo del 50% degli effluenti zootecnici nazionali per la produzione di energia entro il 2020. Attualmente tutti gli impianti centralizzati di biogas danesi operano in co-digestione, sia per incrementare la produzione di biogas sia per ricevere compensi dai fornitori degli scarti organici. Gli impianti ottengono infatti i loro guadagni da tre differenti fonti: 1/3 dalla vendita di elettricità, 1/3 dalla vendita di calore per il riscaldamento locale (teleriscaldamento), 1/3 dalla tariffa di trattamento di scarti agroindustriali e FORSU. Questi derivano per il 20-50% dall'industria alimentare (macellazione, lavorazione del pesce), dall'industria farmaceutica e da scarti di ristoranti, mentre gli impianti aziendali utilizzano in maggior misura gli scarti oleosi derivanti dall'industria alimentare (in particolare dalla lavorazione del pesce e grassi animali). L'impianto di biogas di Lemvig, è il più grande in Danimarca. E' localizzato nella penisola dello Jutland, una delle regioni con più alta densità di aziende zootecniche. E' stato realizzato nel 1992 ed ampliato nel 2007. I proprietari sono una cooperativa di agricoltori che fornisce liquami bovini e suini all'impianto, per un ammontare pari a circa il 25% del carico totale. Ciascun fornitore ritira inoltre l'equivalente digestato che viene trasportato nelle vasche di stoccaggio della propria azienda per essere successivamente utilizzato agronomicamente. Il restante 75% del carico è invece rappresentato da scarti organici e sottoprodotti provenienti dall'industria agroalimentare e dai macelli, oltre che dalla frazione organica dei rifiuti urbani da raccolta differenziata. La quantità di substrato trattato (nel 2009) è stata di 182.500 tonnellate (pari a 500 tonnellate al giorno). La capacità massima dell'impianto è di 350.000 tonnellate all'anno. Il biogas prodotto viene convogliato, attraverso un sistema di tubature a bassa pressione lungo circa 5 km, all'impianto di cogenerazione di Lemvig (con potenza elettrica installata pari a 3 MW), da cui vengono generati ogni anno circa 21 milioni di kWh di elettricità, immessa in rete, e calore pari a 25 milioni di kWh termici utilizzati da oltre 1.000 famiglie. L'impianto di biogas è costituito da una zona di ricevimento/pre-trattamento, dove vengono accolti i differenti substrati che giungono mediante camion. Sono presenti quattro digestori, tre del volume di 2.400 m<sup>3</sup> ciascuno, e uno (realizzato nel 2007) di 7.100 m<sup>3</sup>. La temperatura di processo è di 52,5°C e il tempo di permanenza di 26 giorni. L'impianto è inoltre provvisto di tre reattori per l'igienizzazione del digestato. L'impianto di biogas è costato 8,6 milioni di euro (escluso il cogeneratore da 3 MW elettrici) (Piccinini e Vismara, 2011).

Il numero degli impianti di digestione anaerobica in Austria, pari a 380 (al 2010), è cresciuto rapidamente negli ultimi anni e il continuo interesse per questa tecnologia lascia intravedere

un ulteriore aumento degli investimenti. Circa l'80% degli impianti utilizza il biogas prodotto in cogenerazione e, da un'analisi effettuata nel 2008, risulta che oltre il 40% ha una potenza elettrica installata superiore a 500 kW. Quest'ultimo dato è destinato a crescere ulteriormente, anche grazie alle politiche nazionali come il Green Electricity Act (2006-2011), che regola i prezzi per l'elettricità generata da biomasse per 10 anni, offrendo garanzie di sicurezza per le strategie di investimento a lungo termine. Attualmente, in Austria l'energia elettrica viene pagata fino a 0,185 €/kWh. Circa il 15% degli impianti di biogas è organizzato in cooperative, tutte in attività da dopo il 2000, anno in cui nacquero i primi impianti che poterono beneficiare dei regolamenti fissati dalla legge nazionale sulla liberalizzazione del mercato dell'elettricità; oltre alla possibilità di usufruire del potenziale energetico del biogas e poter così diversificare i guadagni dell'azienda, l'ottenimento di un digestato di qualità e la riduzione degli odori sono tra le motivazioni che hanno spinto verso l'investimento in tali impianti. Quasi tutti gli impianti aziendali attualmente in attività operano la co-digestione di effluenti zootecnici con altre matrici organiche. La maggior parte utilizza liquami bovini o suini (questi ultimi in crescita negli ultimi anni). Tra le colture energetiche si utilizzano il mais e in misura minore l'insilato di erba, il sorgo da zucchero e il girasole, principalmente coltivate sui propri terreni e solo raramente acquistate da esterni. Nella regione della Styria sono presenti complessivamente 43 impianti di digestione anaerobica. Di questi, oltre il 90% utilizza il biogas in cogenerazione e la potenza elettrica media installata è di 450 kW. La maggior parte degli impianti (ovvero 17) ha una potenza elettrica installata pari a 500 kW e solo 2 impianti raggiungono la potenza di 1 MW. Di questi, la prevalenza tratta effluenti zootecnici in co-digestione con colture energetiche e/o scarti organici e opera con processi ad umido in regime di mesofilia. Il processo può essere infatti sviluppato in mesofilia, quando la temperatura viene mantenuta nel range 35-42°C, oppure in termofilia quando questa si stabilizza sui 55-57°C (Navarotto, 2011). Le prospettive future per questa regione prevedono la realizzazione di due impianti che trattano fanghi di depurazione in co-digestione con scarti organici e impianti aziendali per la digestione di effluenti zootecnici con piccole quantità di scarti agricoli e colture energetiche. Inoltre, è in pianificazione un impianto di purificazione del biogas da utilizzare nel settore del trasporto pubblico (Piccinini e Vismara, 2011).

## **2.2 La situazione del biogas in Italia**

L'Italia è stato nel 2010 il terzo Paese europeo per la produzione di biogas, avendo una produzione di energia primaria di 478.5 ktep (EurobObserv'ER, 2011). Gli impianti di biogas italiani sono soprattutto alimentati con reflui zootecnici e biomasse agricole, specialmente

insilati di cereali e mais (Dinuccio et al., 2010). Oggigiorno, una elevata quantità di sottoprodotti dell'industria agro-alimentare non ha un mercato e, pertanto, vengono conferiti alle discariche, a parte la paglia di cereali, che rimane sui terreni dopo il raccolto (ITABIA, 2003). Queste biomasse sono adatte per la digestione anaerobica negli impianti di biogas (Schievano et al., 2009) e potrebbero sostituire soprattutto le colture per l'alimentazione per la produzione di energia (Balsari et al., 2009; Amon et al., 2009). L'implementazione di leggi finalizzate alla promozione della produzione di biogas in agricoltura è responsabile della rapida crescita degli impianti di biogas in Italia (EurobObserv'ER, 2011). Infatti, nel 2011 in Italia c'erano 709 impianti di biogas, dei quali 494 (313 operativi, che producono 209 MW, e 181 nella fase di progettazione, in grado di produrre 147 MW, per un totale di di 356 MW di produzione di energia potenziale) utilizzano reflui zootecnici, colture energetiche, residui organici, sottoprodotti dell'industria agroalimentare, fanghi di depurazione e frazione organica dei rifiuti solidi urbani, mentre 215 (197 operativi, che producono 274 MW, e 18 in fase di progettazione, in grado di produrre 19 MW, per un totale di produzione potenziale di energia di 293 MW) utilizzano biogas da discarica (Fabbri et al., 2011b). Alla fine del 2012, gli impianti di biogas erano 994, con circa 750 MW installati. Secondo l'ultimo censimento (Fabbri et al., 2013), sono 1054 gli impianti di biogas operanti in Italia. Di questi, 994 sono gestiti da agricoltori, utilizzando colture energetiche e reflui zootecnici. Gli altri sono localizzati presso discariche di rifiuti organici. Il numero di impianti di biogas è aumentato dal 2002 al 2012 di più di 900 unità. Si stima che entro la fine del 2013 più di 100 impianti saranno costruiti, portando il totale intorno ai 1100. Molti di questi impianti sono localizzati nella Pianura Padana, dove si concentra un elevato numero di aziende zootecniche. Il 55% di reflui e il 75% di animali allevati (da 5 a 7 milioni di bovini e suini) è localizzato nel Nord Italia (Colonna et al., 2009). Questa area è caratterizzata da una produzione intensiva di reflui, elevato surplus di nutrienti ed una coltivazione intensiva di cereali. Dei 994 impianti esistenti in Italia, 882 sono localizzati nelle regioni del Nord Italia (Carrosio, 2013). Anche in Italia, dunque, la produzione di biogas da biomasse esercita una forte attrazione su aziende agricole e zootecniche, che per effetto della crisi sono alla ricerca di forme diversificate di reddito. A far crescere l'interesse ha contribuito l'approvazione, per gli impianti di tagli non superiore a 1 MW elettrici, di un'incentivazione omnicomprensiva di 0,28 €/kWh per l'energia elettrica immessa in rete e del coefficiente moltiplicatore di 1,8 per i certificati verdi per gli impianti di potenza elettrica installata superiore a 1 MW elettrici (a patto che le matrici utilizzate siano derivate da una filiera agricola corta o da contratti di filiera). Questo ha significato per la produzione di energia elettrica rinnovabile in ambito agro-zootecnico una grande opportunità

imprenditoriale, grazie alla possibilità di gestire tutto il valore aggiunto della filiera produttiva, avendo la certezza della vendita integrale di tutta la produzione a un unico acquirente, che è obbligato ad acquistare ad un prezzo garantito per un periodo di tempo prefissato e, generalmente, molto più lungo dei tempi di ritorno dell'investimento (Piccinini e Vismara, 2011). Da un'indagine condotta dal C.R.P.A. (Centro Ricerche Produzioni Animali) emerge che negli ultimi anni è cresciuto l'interesse per la co-digestione di biomasse di varia origine e di conseguenza del numero degli impianti che trattano colture energetiche, sottoprodotti dell'agroindustria e FORSU. Questo ha portato a un aumento della dimensione delle strutture e delle meccanizzazioni installate, oltre che della potenza elettrica installata. Degli impianti di biogas che operano nel settore agro-zootecnico, 1/3 circa, utilizza solo effluenti zootecnici, mentre più della metà co-digerisce gli effluenti zootecnici con colture energetiche e sottoprodotti agroindustriali. Nella maggior parte degli impianti la potenza elettrica installata è compresa tra 500 - 1.000 kW elettrici. Per quanto riguarda la tipologia di digestore, la maggioranza degli impianti operanti nel settore agro-zootecnico lavora con digestori con vasche verticali completamente miscelate e coibentate o CSTR (Completely Stirred Tank Reactor). Questa tecnologia è presente soprattutto dove il substrato da digerire ha un contenuto di sostanza secca al carico inferiore al 20%. Gli altri impianti utilizzano reattori a flusso orizzontale a pistone (PFR, Plug Flow Reactor). Attualmente, la maggior parte degli impianti è realizzata con tecnologia straniera, in particolare sono molto attive in Italia aziende tedesche e austriache (Piccinini e Vismara, 2011). Il panorama dell'offerta sta però modificandosi, grazie a imprese italiane che stanno investendo nello sviluppo di proprie tecnologie, sia per piccoli che per grandi impianti. Verso questi ultimi, cioè quelli con potenza almeno pari a 1 MW elettrici, si sta indirizzando sempre più la richiesta, ma è fondamentale che al momento della scelta l'imprenditore abbia la consapevolezza che deve esserci un corretto equilibrio fra le biomasse disponibili in azienda o nelle immediate vicinanze, da utilizzare nell'impianto, e il terreno necessario alla gestione agronomica del digestato prodotto. Relativamente agli impianti di digestione anaerobica per la stabilizzazione dei fanghi di depurazione civile e industriale (realizzati per lo più all'interno di grossi impianti urbani di depurazione delle acque reflue civili e industriali), sulla base di un precedente censimento (Gerli e Merzagora, 2000), si stimano più di 120 impianti. Notevole pure il recupero di biogas dalle discariche per rifiuti urbani, che, grazie a 232 impianti operativi e circa 306 MW installati (APER, 2009), rappresenta, per ora, la principale fonte di biogas da biomasse.

## 2.3 Il biogas nel PAN e prospettive di crescita

La digestione anaerobica è una filiera bioenergetica tecnologicamente matura, che permette di sfruttare con elevata efficienza indistintamente biomasse vegetali e/o animali, di scarto e/o dedicate, umide e/o secche, prevalentemente di origine locale. Il processo anaerobico dà luogo alla produzione di un sottoprodotto liquido, il “digestato”, avente caratteristiche chimico-fisiche simili a quelle di un effluente zootecnico, che può trovare collocazione agronomica nelle immediate vicinanze dell’impianto con un riciclo virtuoso degli elementi fertilizzanti di origine organica, affrancando in parte l’azienda agricola dall’acquisto di concimi di sintesi. In tal modo, gli impianti di codigestione con matrici vegetali, effluenti e sottoprodotti di diversa origine, possono raggiungere elevate efficienze anche a ridotte potenze, dando luogo quindi a filiere locali con brevi percorrenze nel trasporto delle biomasse e dei fertilizzanti dalle zone di produzione a quelle di utilizzo. L’utilizzo di sottoprodotti, il ricorso ad effluenti zootecnici, l’utilizzo di un novero di produzioni vegetali derivanti dalla rotazione dei terreni, la produzione decentrata e il riutilizzo dei digestati, sono tutti elementi che concorrono a evidenziare il biogas come la filiera bioenergetica avente:

- la maggiore capacità produttiva in termini di energia primaria per ettaro di superficie agricola utilizzata;
- la maggiore capacità di ridurre le emissioni di CO<sub>2</sub> lungo la filiera (Piccinini e Vismara, 2011).

L’invio alla Commissione UE del Piano di Azione Nazionale (PAN) per le energie rinnovabili in Italia, in attuazione della Dir. 28/2009/CE, pone importanti sfide al settore del biogas, con una previsione di crescita di circa 900 MW rispetto la potenza installata al 2005, sino all’obiettivo fissato al 2020 di 1.200 MW. Nel PAN, inoltre, si evidenzia la necessità di consentire anche in Italia l’integrazione del biogas/biometano nella rete del gas naturale e di prevedere un’apposita tariffa incentivante per tale operazione. In realtà, il settore ha già dimostrato in questi anni di essere in grado di esprimere un potenziale ancora maggiore. In Italia, con l’applicazione della tariffa di cui alla legge 99/2009, la produzione di biogas in ambito agricolo ha avuto una rapida crescita, analogamente a quanto già avvenuto in altri Paesi con una situazione agroindustriale simile alla nostra, come la Germania (Piccinini e Vismara, 2011). Il potenziale di sviluppo nel breve termine è consistente: stime abbastanza recenti (C.R.P.A., 2008), considerati i quantitativi disponibili di biomasse di scarto e di origine zootecnica, utilizzabili in codigestione con biomasse vegetali provenienti da coprodotti e sottoprodotti agricoli e da circa 200.000 ha di colture dedicate (1,6% della SAU italiana), evidenziano un potenziale produttivo pari a circa 6,5 miliardi di gas metano



equivalenti; in pratica circa l'8% del consumo attuale di gas naturale in Italia, un quantitativo pari alla attuale produzione nazionale di gas naturale; pertanto un potenziale di circa 3 volte quello proposto dal PAN per il biogas al 2020 (pari a circa 2 miliardi di gas metano equivalenti anno).

Concludendo, il biogas rappresenta una notevole opportunità per l'Italia in ragione della plurifunzionalità della filiera. Rispetto altre fonti energetiche rinnovabili (FER) la filiera biogas-biometano presenta vantaggi specifici e complementari:

1. è la FER realizzabile a livello decentrato, anche su piccola scala con biomasse di origine italiana, in impianti ad elevata efficienza, con costi di produzione aventi margini di miglioramento sia nella fase agricola sia di conversione energetica;
2. il biogas, dovendo fare ricorso ad un combustibile a base carbonica (matrici organiche), è una fonte programmabile e, una volta raffinato, a biometano è in grado di approfittare della possibilità di accumulo rappresentata dalla rete e dagli stoccaggi del gas naturale, per poter essere utilizzato nel momento e e luogo opportuni, anche in contesti urbani ove il trasporto delle biomasse tal quali sarebbe sconsigliabile, in condizioni di massima efficienza energetica, ovvero essere destinato all'autotrazione;
3. in relazione a detta polivalenza negli utilizzi finali in condizioni di elevata efficienza ed alla possibilità di ricorrere in modo consistente a sottoprodotti nei processi di codigestione con matrici vegetali, la filiera biogas-biometano è in grado di poter agire su entrambi i fattori dell'equazione del costo delle emissioni di anidride carbonica (Allegato V Direttiva 28/2009; Regole per il calcolo dell'impatto dei gas a effetto serra dei biocarburanti, dei bioliquidi e dei carburanti fossili di riferimento) promettendo di essere, nel breve termine, tra le fonti rinnovabili presentanti il minore costo della CO<sub>2</sub> evitata, contribuendo quindi a contenere gli oneri relativi all'adeguamento agli obblighi 2020 del cosiddetto Pacchetto Clima – Energia approvato dal Parlamento Europeo il 17 dicembre 2008;
4. quando utilizzato come biocarburante, il biometano è in grado di realizzare la massima percorrenza in termini di energia prodotta per ettaro di terreno utilizzato, rappresentando quindi il principale biocarburante di origine nazionale in grado di soddisfare gli obiettivi al 2020 e ricavabile sin da oggi anche da sottoprodotti ed effluenti zootecnici;
5. la realizzazione di impianti di digestione anaerobica ha importanti effetti sull'economia. La realizzazione del potenziale prima ricordato potrebbe comportare un incremento in termini di giro di affari pari a circa il 4% del PIL dell'agricoltura

italiana, calcolato a prezzi di base ed al netto del valore degli incentivi, con un incremento del valore aggiunto stimabile in circa il 6%. Per contro, il risparmio sulla bolletta energetica per l'import di gas naturale potrebbe ammontare a circa 1,5-2 Miliardi di euro all'anno a prezzi correnti, riuscendo così a mantenere i livelli di autoapprovvigionamento interno di gas naturale nella media degli ultimi anni, anche in presenza del declino della produzione di gas naturale dei giacimenti italiani;

6. importanti sono inoltre le ricadute socio-economiche in settori quali l'industria della macchina agricole, degli impianti di trattamento delle acque, dei sistemi di trattamento del gas, etc., per i quali lo sviluppo della filiera italiana del biogas-biometano potrebbe rapidamente permettere di creare le condizioni per competere con la concorrenza estera, principalmente tedesca, favorita nel passato da un precoce avvio della tariffa omnicomprensiva, e a partire dal 2009 da una specifica normativa per la produzione del biometano e l'immissione di quest'ultimo nella rete del gas naturale;
7. la promozione della digestione anaerobica riveste poi un'importanza anche per il conseguimento degli obiettivi di politiche convergenti a quelle per la mitigazione dei cambiamenti climatici e delle politiche energetiche, quali la tutela delle acque (applicazione della Direttiva Nitrati), la gestione dei rifiuti e la tutela della risorsa suolo dalla desertificazione e dall'erosione;
8. sebbene il potenziale del biogas agricolo sia significativo in tutto il territorio italiano, ancorché con il ricorso a diverse matrici, si deve rammentare che il maggiore potenziale per quanto riguarda la digestione anaerobica in codigestione, con particolare riferimento all'utilizzo degli effluenti zootecnici, è localizzato nelle regioni del Nord Italia, ove, per contro, minore è il potenziale dell'energia solare e molto ridotta è l'energia ricavabile dalla fonte eolica. Ciò quindi rappresenta un importante fattore da valutare nell'ambito degli obblighi derivanti alle regioni del Nord nell'ambito del burden sharing (lo Stato deve decidere la suddivisione tra le Regioni degli oneri per il raggiungimento, entro il 2020, del target assegnato dall'Unione Europea all'Italia, che è pari al 17% del consumo totale da fonti rinnovabili);
9. infine, c'è da sottolineare che il biogas è un vettore energetico polivalente particolarmente idoneo al contesto italiano con una elevata densità di popolazione e una estesa e capillare rete del gas: infatti, una volta che dal biogas sono stati eliminati l'anidride carbonica ed altri componenti minori, portato agli standard previsti dalla rete del gas naturale, il biometano è in grado di essere utilizzato a distanza dai luoghi di produzione, in siti ottimali (distributori del gas naturale per l'autotrazione, cicli

combinati, cogenerazione anche integrata con eolico e solare in sistemi a scambio prevedibile al fine di ridurre gli scompensi di rete, etc.) per la produzione di energia elettrica e termica, ma anche essere utilizzato come biocarburante in veicoli a gas metano (Piccinini e Vismara, 2011).

## **2.4 Le criticità e le prospettive di sviluppo della filiera biogas-biometano**

I principali elementi di criticità che devono essere considerati per favorire un efficiente e rapido sviluppo di una filiera italiana del biogas-biometano riguardano:

- la rapida applicazione del Decreto del 5 dicembre 2013 del Ministero dello Sviluppo Economico regolante le modalità di incentivazione del biometano immesso nella rete del gas naturale e pubblicato sulla GU Serie Generale n. 295 del 17-12-2013;
- la necessità di favorire l'utilizzo di biomasse locali con il massimo risultato in termini di incremento del contenuto in carbonio nei suoli e, in generale, di riduzione delle emissioni di gas serra lungo l'intera filiera produttiva;
- la necessità di far sì che lo sviluppo di impianti bioenergetici sia elemento di integrazione e non di competizione con le filiere agricole tradizionali (Piccinini e Vismara, 2011).

Finalmente, dopo un'attesa di oltre due anni e mezzo, il decreto sul biometano è stato firmato dal ministro dello Sviluppo Economico, di concerto col ministro dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e col ministro delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali, prospettando ottimi sviluppi del settore, che potrà usufruire degli incentivi per immettere in rete o usare come carburante per autotrazione il metano ottenuto raffinando il biogas prodotto dalla digestione anaerobica di matrici costituite da sottoprodotti o prodotti di origine biologica.

Nel dettaglio, il legislatore con questo decreto ha inteso promuovere l'uso del biometano prioritariamente nei trasporti come biocarburante, privilegiando quello ottenuto principalmente da sottoprodotti, con un occhio di riguardo per gli impianti più piccoli e più alla portata delle imprese agro zootecniche.

Le modalità di incentivazione previste sono tre, a seconda che il biometano sia immesso in rete, usato per la cogenerazione o venduto come carburante per i trasporti. Per l'immissione in rete il produttore ha diritto per 20 anni a una tariffa premio pari al doppio del prezzo del mercato del gas naturale nel 2012, meno il prezzo mensile del gas stesso, se vende il gas direttamente sul mercato. Sono previste maggiorazioni del 10% per gli impianti più piccoli,

con capacità produttiva inferiore ai 500 metri cubi standard ora ( $500 \text{ m}^3/\text{h}$ ) e una riduzione del 10% per i più grandi, oltre i  $1000 \text{ m}^3/\text{h}$ . Per gli impianti sotto ai  $500 \text{ m}^3/\text{h}$  è prevista la possibilità, anziché di vendere il gas sul mercato, di optare per il ritiro dedicato da parte del Gestore dei Servizi Energetici – GSE S.p.A. (GSE) di tutto il biometano al valore pari al doppio del prezzo di mercato del gas al 2012. Il ritiro dedicato è una modalità semplificata a disposizione dei produttori per la vendita dell'energia elettrica immessa in rete, in alternativa ai contratti bilaterali o alla vendita diretta in borsa. Consiste nella cessione dell'energia elettrica immessa in rete al GSE, che provvede a remunerarla, corrispondendo al produttore un prezzo per ogni kWh ritirato. Gli impianti con una capacità produttiva tra 250 e  $500 \text{ m}^3/\text{h}$  per accedere a questa facilitazione dovranno però assicurare l'impiego di sottoprodotti (quelli definiti nella tabella 1A del DM 6 luglio 2012) o rifiuti, per una percentuale di almeno il 50% in peso. Gli impianti alimentati esclusivamente da sottoprodotti hanno poi diritto ad una maggiorazione del 50% dell'incentivo.

Molto interessanti, come anticipato, gli incentivi per il biometano usato come carburante da autotrazione. Lo strumento individuato è quello del rilascio, per 20 anni, dei certificati di immissione in consumo di biocarburanti (decreto Mipaaf 29 aprile 2008 e successive modifiche e integrazioni). Il dlgs 28/11 ha già stabilito che ai biocarburanti ottenuti da sottoprodotti o da rifiuti sia riconosciuto il raddoppio dei certificati di immissione.

Per il biometano per autotrazione, secondo il decreto, le matrici che danno diritto al raddoppio sono: la frazione biodegradabile dei rifiuti urbani; i sottoprodotti di cui al comma 5-ter, art. 33 del dlgs 28/11 (che non presentino altra attività produttiva o commerciale al di fuori del loro impiego per la produzione di biocarburanti o a fini energetici); alghe e materie di origine non alimentare (tabella 1B DM 6 luglio 2012) e i sottoprodotti elencati nella tabella 1A DM 6 luglio 2012. Condizione necessaria per il riconoscimento di questa maggiorazione è che l'autorizzazione alla costruzione ed esercizio dell'impianto di produzione di biometano contenga l'indicazione di utilizzo esclusivo di una o più materie sopra richiamate. È contemplata anche l'eventualità che l'autorizzazione preveda la codigestione di sottoprodotti con altri prodotti di origine biologica in percentuale non superiore al 30% in peso. In questo caso la maggiorazione verrà riconosciuta sul 70% della produzione di biometano.

Interessante poi il bonus che dovrebbe spingere le aziende agricole a diventare direttamente distributori di carburante: qualora il produttore di biometano lo immetta al consumo attraverso un nuovo impianto di distribuzione per autotrazione realizzato a proprie spese, senza l'utilizzo

della rete di trasporto del gas naturale, potrà avere diritto per 10 anni a una maggiorazione del 50% dei certificati di immissione al consumo.

Infine, ci sono gli incentivi al biometano usato per la cogenerazione. Il premio è costituito dalle tariffe per l'energia elettrica prevista per il biogas al netto dei consumi energetici dell'impianto di cogenerazione ad alto rendimento. Va considerato che questa modalità consente una generazione elettrica con un'efficienza nettamente superiore a quella ottenuta direttamente dal biogas. L'utilizzo del biometano per la generazione elettrica sarà sottratto alle procedure di aste e registri, pur rientrando nei tetti massimi di spesa previsti per le energie rinnovabili non fotovoltaiche.

Il testo contempla la possibilità di riconvertire, in tutto o in parte, alla produzione di biometano un impianto a biogas esistente. Questa condizione sarà però penalizzata, riconoscendo gli incentivi spettanti in misura pari al 40%, se il biometano è immesso in rete o è destinato alla generazione elettrica, oppure in misura del 70% se destinato ai trasporti.

Nell'attesa che entrino in vigore le norme europee per le specifiche di qualità del biometano per uso nell'autotrazione e per l'immissione nelle reti, il biometano introdotto nelle reti del gas naturale potrà essere soltanto quello derivante dalla digestione anaerobica di prodotti biologici e sottoprodotti, con la temporanea esclusione di quello prodotto dai rifiuti solidi urbani (FORSU) se non differenziati, da gas di discarica e dagli altri processi di depurazione e trattamento di fanghi e rifiuti.

## **Capitolo 3. La filiera del biogas e del digestato**

### **3.1 Introduzione alla filiera del biogas**

Nel corso della storia l'uomo ha sempre cercato di utilizzare il gas metano naturalmente prodotto durante la decomposizione della sostanza organica (biomassa). I primi successi industriali conosciuti risalgono al 1897 in Inghilterra, quando si usò il metano prodotto dalla digestione anaerobica di acque reflue per alimentare le lampade per l'illuminazione stradale. L'interesse è continuato per tutto il secolo scorso fino ai nostri giorni. Infatti già nel 1973, in seguito alla crisi petrolifera, si era ravvisato l'interesse, ma senza successo. Oggi, rispetto ad allora, le conoscenze di base del processo hanno permesso la realizzazione di impianti sempre più efficienti e produttivi, grazie alla loro possibilità di adattarsi alle diverse tipologie di substrati: colture dedicate, sottoprodotti agro-industriali e frazione organica dei rifiuti solidi urbani. In realtà l'ottimizzazione del processo di produzione di metano da biomassa richiede ancora un'attività di ricerca, sia per quanto riguarda il processo biologico, sia per l'aspetto impiantistico industriale (Vismara et al., 2011).

La filiera del biogas è alimentata con biomasse di provenienza per lo più locale e quindi reperibili con breve percorrenza, ed utilizza tecnologie a basso impatto ambientale. Inoltre il prodotto residuo, il digestato, ha caratteristiche chimico-fisiche simili a quelle di un effluente zootecnico e se gestito in modo corretto, trova una collocazione agronomica che permette di reimmettere nel suolo sostanze fertilizzanti di origine organica.

Uno degli sviluppi a breve termine del biogas consiste nella possibilità di immetterlo, dopo purificazione a biometano, nelle reti del gas naturale e/o stoccarlo per usi urbani o per autotrazione, con notevoli benefici ambientali con emissioni di anidride carbonica di origine organica (Vismara et al., 2011). La filiera del biogas nei Paesi del Nord Europa ed in particolare in Germania, ha raggiunto notevoli livelli di produzione integrandosi con la realtà agricola. In Italia, in seguito al riconoscimento delle attività di produzione e vendita di energia elettrica e termica come attività connesse a quella agricola, la produzione di biogas ha suscitato un notevole interesse come iniziativa imprenditoriale del settore (Vismara et al., 2011). Per quanto riguarda le biomasse potenzialmente destinabili alla filiera agricola biogas, le stime individuano 8.500.000 t di sostanza secca anno, con una produzione potenziale di circa 2.700 MW (Vismara et al., 2011).

Per la trattazione della filiera si è seguito uno schema dettato dalle principali fasi in cui la stessa può essere suddivisa:

1. Biomassa: substrati e parametri di valutazione
2. Raccolta: conservazione e preparazione
3. Processo di digestione: condizioni di processo e tipologia impiantistica
4. Prodotti finali: biogas e digestato e loro gestione.

### **3.2 I substrati per il processo di digestione anaerobica**

La digestione anaerobica ai fini della produzione di biogas è un processo che permette l'utilizzo di una ampia gamma di biomasse. Teoricamente ogni substrato di natura organica ha la possibilità di essere sfruttato energeticamente nei fermentatori, ma limitazioni riguardanti la microbiologia di processo, la tecnologia impiantistica, la normativa e, non ultima, la convenienza economica, impongono un attento uso ed una approfondita conoscenza delle caratteristiche di ciascun substrato.

I substrati utilizzabili per l'alimentazione dei digestori possono essere raggruppati, in base al settore di provenienza, nelle seguenti categorie principali:

- Colture dedicate (mais, sorgo, triticale, sulla, etc.);
- Effluenti di allevamento (letami, liquami, pollina, conigliana) (Fig. 3);
- Sottoprodotti dell'agro-industria e scarti animali e/o vegetali (vinacce, sanse, pastizzi di agrumi, scarti di macellazione, pula di riso, glicerina);
- Frazione Organica del Rifiuto Solido Urbano (F.O.R.S.U);
- Fanghi di depurazione.

Un censimento effettuato sul territorio italiano dal Centro Ricerche Produzioni Animali (C.R.P.A.) ha evidenziato che la maggioranza degli impianti presenti sul territorio è ad indirizzo agro-zootecnico ed opera prevalentemente in co-digestione con miscele di insilati, reflui zootecnici e sottoprodotti agro-industriali (Castelli e Negri, 2011).

Le biomasse provenienti dal settore agricolo/zootecnico e dall'attività di trasformazione dell'agro-industria assumono quindi un ruolo rilevante e in continua crescita nella filiera del biogas; questo fatto determina la necessità di pianificare correttamente il loro approvvigionamento ed utilizzo.

La conoscenza delle caratteristiche di una biomassa è fondamentale sia per l'ottimizzazione del processo sia per compiere scelte imprenditoriali. Infatti, poiché il costo della biomassa può costituire anche il 70% delle voci di spesa di un impianto a biogas, la conoscenza della composizione organica e dell'influenza della stessa sul processo può permettere scelte economicamente vantaggiose (Castelli e Negri, 2011).



Figura 3 – Coniglina

### 3.2.1 La scelta di una biomassa

La scelta di una biomassa dipende da diversi fattori di valutazione; i più importanti sono:

- caratteristiche bromatologiche e fisiche e relativo potenziale metanigeno;
- tipologia e disponibilità in termini di quantità e continuità del rifornimento;
- valore economico del substrato e costi derivati dal suo utilizzo.

La quantità di biogas producibile è strettamente correlata:

- alla composizione (quantità e tipo di carboidrati, lipidi e proteine dei substrati);
- alla presenza o meno di strutture lignocellulosiche non prontamente degradabili;
- alla dimensione delle particelle;

pertanto prima di introdurre una biomassa nel piano di alimentazione di un digestore occorre valutare i seguenti parametri:

- sostanza secca o solidi totali (SS o ST);
- sostanza organica o solidi volatili (SO o SV);
- componente fibrosa (cellulosa, emicellulosa, lignina);
- azoto totale e carbonio organico;



- produzione potenziale di biogas e relativa percentuale di metano.

La sostanza secca o solidi totali (SS o ST) rappresenta con buona approssimazione la somma della sostanza organica e degli inerti presenti in un dato substrato, ed è utile per determinare la concentrazione del materiale in entrata nel digestore (ingestato).

La sostanza secca, in percentuale, indica il contenuto reale di materiale secco. Tale valore si ottiene essiccando, una quantità di biomassa di peso noto in stufa ventilata ad una temperatura di 105°C fino al raggiungimento di peso costante. Ipotizzando una biomassa con un contenuto in sostanza secca del 2% e quindi un contenuto del 98% in acqua, la quantità di materiale secco contenuta in una tonnellata di biomassa tal quale sarà di 20 kg; i rimanenti 980 kg rappresentano acqua che andrà a produrre direttamente digestato. La valutazione della sostanza secca è importante per formulare le razioni di alimentazione dei digestori, al fine anche di evitare un sovraccarico di alimentazione. Solitamente in ambito agricolo i digestori utilizzati sono del tipo completamente miscelati (ovvero contengono dei sistemi meccanici di miscelazione interni), i cosiddetti sistemi CSTR e sono progettati per l'uso di substrati con un contenuto di sostanza secca di circa il 10% (Castelli e Negri, 2011).

La sostanza organica è la componente che rappresenta la massa effettivamente fermentabile, in quanto è la sostanza secca al netto delle ceneri (ovvero dei costituenti inorganici). E' un parametro di riferimento per la determinazione del potenziale di produzione di metano di una biomassa. La sostanza organica, viene indicata in percentuale della sostanza secca e viene determinata per combustione in muffola a 650°C, fino a peso costante di un campione di peso noto. Le colture energetiche hanno contenuti di sostanza organica di circa il 90-95% rispetto alla sostanza secca totale, mentre materiali predigeriti, quali ad esempio gli effluenti di allevamento, hanno un contenuto variabile tra il 60 e l'80% (Castelli e Negri, 2011).

La componente fibrosa della frazione organica influenza la resa in biogas e i tempi di degradazione di un substrato. In particolare il grado di lignificazione di una biomassa ha una correlazione negativa con la produzione di biogas; la presenza di composti ligno-cellulosici, espressi come fibra neutrodetersa NDF (cellulosa + emicellulosa + lignina), fibra acido detersa ADF (cellulosa + lignina) e lignina acido detersa ADL (lignina), comporta una maggiore resistenza alla degradazione e richiede pretrattamenti per incrementare la produzione di biogas.

Relativamente all'azoto totale e al carbonio organico, il contenuto di azoto (N) è fondamentale per il metabolismo microbico. Infatti un contenuto di azoto insufficiente rallenta il tasso di crescita e l'attività microbica. Molti autori indicano un rapporto C/N = 20:1-30:1 come ottimale (Castelli e Negri, 2011). Il contenuto in azoto totale e azoto ammoniacale

viene determinato con il metodo Kjeldal per distillazione e può essere espresso in percentuale, in g/kg, o in mg/kg, sul tal quale o sulla sostanza secca. Il contenuto di azoto ammoniacale indica eventuali rischi di tossicità da eccesso di ammoniaca nel corso della digestione.

La produzione specifica di biogas, espressa in metri cubi  $m^3$  per unità di massa di sostanza organica (kg o t), indica la quantità di biogas producibile dalla trasformazione di una unità di matrice organica per unità di digestore durante il processo di digestione anaerobica. Nella valutazione di un substrato può comunque risultare utile rapportare la produzione di biogas ottenibile in termini di sostanza secca o di biomassa fresca o tal quale (t.q.).

La scelta quantitativa e qualitativa di un substrato dipende anche dalla struttura dell'azienda (zootecnica, cerealicola o altre tipologie) e dalla tipologia impiantistica. L'adozione di nuovi substrati deve pertanto essere sempre fatta in funzione delle caratteristiche dell'impianto, del sistema di alimentazione e miscelazione, delle caratteristiche del processo microbiologico instaurato e della convenienza economica. Una corretta gestione dell'impianto deve prevedere un piano di approvvigionamento delle matrici che permetta di programmare gradualmente eventuali cambi di alimentazione, in modo da evitare stress da sovraccarico di biomassa e riduzione della produttività (Castelli e Negri, 2011).

### **3.2.2 La co-digestione anaerobica**

L'utilizzo contemporaneo di diverse categorie di substrati nel processo di digestione anaerobica è una pratica diffusa che rientra in una logica di aumento di produttività e redditività dell'impianto. In Italia, la maggioranza degli impianti agro-zootecnici si basa sulla co-digestione di effluenti di allevamento, colture dedicate e/o sottoprodotti (Castelli e Negri, 2011). Alcune delle motivazioni che inducono alla scelta della co-digestione sono:

- a livello progettuale la possibilità di utilizzare substrati differenti permette di gestire la produzione di biogas con maggiore flessibilità;
- sottoprodotti e materiale di scarto sono reperibili a costi solitamente vantaggiosi rispetto a quelli di produzione e/o acquisto di biomassa da colture energetiche dedicate; nel caso di scarti veri e propri è possibile ottenere una remunerazione dallo smaltimento;
- la dimensione dell'azienda e/o l'utilizzo dei soli effluenti di allevamento, rappresentano una limitazione della potenza installabile.

L'utilizzo combinato effluenti, colture dedicate e sottoprodotti, può rappresentare un'opportunità in più per la fattibilità dell'impianto o per un aumento della sua potenza elettrica installabile.

La co-digestione con più substrati, se ben gestita, può condurre a ottimizzare il valore energetico dei singoli componenti utilizzati, permettendo di migliorare le rese produttive e di garantire una migliore stabilità del processo di digestione anaerobica. Ad esempio l'utilizzo di liquami zootecnici in co-digestione consente sia di usare substrati ricchi di grassi, sia di svolgere un effetto diluente nei confronti di sostanze inibenti. L'uso di liquami, inoltre, fornisce la completa gamma di micronutrienti che sono necessari all'attività della microflora e che spesso non sono presenti nei substrati con elevato valore energetico (Castelli e Negri, 2011).

### **3.2.3 Le tipologie di substrato**

#### **3.2.3.1 Le biomasse insilate**

Nel piano di alimentazione è preferibile inserire colture agrarie insilabili, per il notevole vantaggio di poterle conservare e di garantire così un prodotto con caratteristiche costanti per lunghi periodi di tempo. Le principali colture energetiche utilizzate come insilati possono essere divise in colture primaverili-estive quali mais, sorgo, bietola e girasole e colture autunno-vernine come orzo, triticale, segale, loiessa.

Buone produzioni di biogas si ottengono con gli insilati di mais (Fig. 4 e 5) che sono superiori del 25% agli stessi in preinsilamento. Questa diversa produzione è verosimilmente dovuta alla presenza di acidi acetico, lattico e formico che si formano nel corso del processo d'insilamento. Essi sono infatti importanti precursori per la formazione di metano (Madigan et al., 2000). Un'altra ragione è la pre-decomposizione della fibra grezza che avviene nel corso dell'insilamento e che migliora la disponibilità di nutrienti per il metabolismo metanigeno (Castelli e Negri, 2011).

Per quanto riguarda gli insilati di mais coltivati nel comprensorio della Pianura Padana, sono stati riscontrati valori differenti in termini di produzione di sostanza secca e resa in biogas tra gli ibridi di prima, seconda e terza semina (D'Imporzano et al., 2010). La coltivazione di mais in prima semina permette di ottimizzare i costi di produzione in relazione al biogas prodotto. L'utilizzo di ibridi di mais in rotazione con colture autunno vernine o in successioni colturali di altre colture (ad esempio triticale-sorgo), possono essere un'alternativa in aree a scarsa disponibilità irrigua o nel caso vi sia l'esigenza di avere superfici a disposizione per lo spandimento del digestato (Castelli e Negri, 2011).

Nel centro-sud, dove le possibilità irrigue sono scarse, si utilizzano insilati a ciclo autunno-vernino come grano, orzo e triticale (Fig. 6), sulla (Fig. 1) oppure le biomasse a ciclo primaverile-estivo con basse esigenze idriche (sorgo zuccherino).

Prove condotte sull'uso di insilati di specie erbacee perenni quali *Miscanthus x giganteus* e *Miscanthus sacchariflorus*, hanno evidenziato la presenza di un'elevata concentrazione di solidi volatili nel digestato, sinonimo di una limitata degradazione del substrato: 29% in *Miscanthus x giganteus* e 36% in *Miscanthus sacchariflorus* (Klimiuk et al., 2010).

La complessa e abbondante presenza di strutture lignocellulosiche in queste specie erbacee perenni, rappresenta un ostacolo alla loro degradazione. L'uso di tali specie in un digestore richiede pertanto lunghi tempi di ritenzione, superiori a 60 giorni, oppure alcuni pretrattamenti per recuperare i carboidrati dalle strutture lignocellulosiche, che costituiscono una barriera fisica all'attività degli enzimi idrolitici (Jordening e Winter, 2005).

Vi sono altre colture conservabili; ad esempio la canna comune (*Arundo Donax*), che per la sua rusticità e per non essere destinata ad uso alimentare, potrebbe interessare la digestione anaerobica. Tuttavia, contrariamente al mais e alle colture più diffuse di cui si ha un'esperienza consolidata, si hanno scarse conoscenze sia sul suo inserimento nei piani aziendali sia sulle modalità di conservazione. Le informazioni disponibili sono in realtà ancora a livello sperimentale tuttavia è verosimile che i risultati siano simili a quelli già mostrati dei Miscanti. Esistono numerosi database, che forniscono parametri di valutazione comparativi sulle diverse colture, poiché ogni coltura/insilato ha una sua peculiarità dovuta a fattori quali: varietà, agrotecniche, epoca di raccolta, modalità di conservazione, zona di produzione, etc., tutti fattori che influiscono sulla composizione bromatologica della sostanza organica. Le informazioni sulle produzioni potenziali di biogas disponibili, possono fornire solo indicazioni di massima. Mancano ancora precise indicazioni di riferimento circa le modalità di campionamento e le metodologie di conservazione dei campioni delle diverse specie. E' quindi buona norma eseguire analisi specifiche per ogni raccolto. Inoltre la mancanza di indicazioni di riferimento determina variabilità nella campionatura e nei metodi di analisi. Per un campionamento corretto, ogni campione deve essere fresco e prelevato nelle condizioni di conservazione standard (es: l'insilato deve essere preso da una trincea, essere posto in un contenitore ben pressato ed inviato il giorno stesso al laboratorio di analisi). Per gli insilati occorre effettuare per la stessa trincea e per la stessa annata agraria più campionamenti, per controllare eventuali variazioni nei valori di riferimento dovuti all'instaurarsi di post fermentazioni e respirazione (Castelli e Negri, 2011).

Per le colture da destinare alla conservazione in silo è importante raccogliere le informazioni sulle agrotecniche adottate, sulle varietà o gli ibridi impiegati, sulle epoche di semina, di raccolta e di chiusura del silo, sulle tecniche e le modalità di desilamento. Tutto ciò per avere indicazioni utili da correlare con la produzione di biogas e con eventuali anomalie.



Figura 4 – Insilato di mais



Figura 5 – Silo di mais a trincea





Figura 6 – Campo di tritcale

#### **3.2.3.2 Gli effluenti di allevamento**

Tutti i tipi di effluenti di allevamento sono adatti alla digestione anaerobica; possiamo distinguere i seguenti tipi principali di refluo zootecnico: liquami bovini, liquami suini, letami bovini, deiezioni avicole con o senza lettiera (pollina), conigliana (Fig. 3), letame equino (Fig. 7). Per determinare la produzione di refluo disponibile nel corso dell'anno si può fare riferimento ai valori indicativi di produzione ( $\text{m}^3/\text{t}$  peso vivo/anno) di diversi tipi di effluenti in base alla categoria animale ed al tipo di stabulazione. Esiste una relazione tra produzioni e tipologia stabulativa, stadio di accrescimento degli animali, sistema di lavaggio delle macchine e dei pavimenti e di asportazione dell'effluente (Castelli e Negri, 2011). Infatti, il sistema di stabulazione, la gestione, le modalità di lavaggio, l'alimentazione dell'animale, influenzano la composizione organica (liquame, letame). Questo spiega l'elevata variabilità di rese di questi materiali nella produzione di biogas, a parità di tipologia di effluente. Produzioni più elevate sono ottenute da reflui provenienti da bovini con una media produzione di latte ed alimentati in modo bilanciato. Il contenuto in sostanza secca aumenta con l'aumentare dei kg di latte prodotti giornalmente. La peculiarità di ogni effluente rende

necessario analizzare caso per caso. La produzione potenziale di metano non è comunque comparabile a quella ottenibile da colture dedicate (Castelli e Negri, 2011).

#### *3.2.3.2.1 Caratteristiche degli effluenti di allevamento*

Liquame suino – E' caratterizzato da un contenuto di sostanza secca che varia dal 3 al 6% e da una concentrazione di sostanza organica estremamente variabile. La variabilità è imputabile ai diversi sistemi di allevamento. Una stabulazione su grigliato, con rimozione delle deiezioni tramite lavaggio delle fosse sottogriglia, produce un liquame molto diluito. Al contrario una rimozione delle deiezioni tramite raschiamento meccanico delle fosse consente di limitare la diluizione del liquame. La tipologia ed una corretta gestione delle acque di lavaggio permettono di ridurre ulteriormente gli apporti di acqua nel refluo (Castelli e Negri, 2011). Il liquame suino ha una degradabilità biologica più rapida di quello bovino, a causa della minor quota di fibra presente. La produzione potenziale di biogas dipende inoltre dal sistema di raccolta. La raccolta mediante sistema “vacuum system” (scarico comandato manualmente sul fondo delle vasche che consente una elevata spinta idraulica, con allontanamento efficiente delle feci sedimentate) fornisce rese superiori anche del 30% (Fabbri et al., 2011a).

Liquame bovino – Tale refluo ha un contenuto di sostanza secca compreso tra il 6 e il 15%, in dipendenza della gestione degli allevamenti (aggiunta di paglia o altre lettiere). L'effetto di diluizione è minimo. Infatti le zone calpestate dal bestiame vengono pulite e lavate con basse quantità di acqua (Castelli e Negri, 2011).

Letame bovino – Ha una consistenza palabile (solida) e un contenuto di sostanza secca più elevato rispetto ai liquami e compreso tra il 15 e il 35%. La maggior differenza tra un letame e un altro, a parte l'alimentazione del bovino, è data dal tipo di lettiera utilizzato (paglie, trucioli, foglie, etc.) e dalle modalità di conservazione. Prove condotte sulla popolazione e sulla cinetica dei microorganismi presenti in un letame bovino hanno dimostrato che la maggioranza dei microorganismi sono presenti sulla superficie della componente fibrosa non digerita, caratterizzata da solidi di dimensioni comprese tra 0,59 e 5 mm. In particolare più del 70% dei metanigeni che utilizzano acido acetico furono trovati essere strettamente associati alla parte non digerita della fibra. Pertanto la parte fibrosa ha la potenzialità di agire come supporto naturale dei microorganismi (Frear, 2009).

Deiezioni avicole - Tra le varie deiezioni avicole possiamo ricordare la pollina di galline ovaiole allevate in gabbia e la pollina di avicoli allevati a terra su lettiera. Le deiezioni asportate fresche hanno un contenuto che varia dal 18-20% fino al 60-70% e un alto contenuto

in azoto inorganico. Una soluzione al problema può essere una denitrificazione delle deiezioni e la loro diluizione (Castelli e Negri, 2011).



Figura 7 – Letame equino in fase di carico

### 3.2.3.3 I sottoprodotti

Numerosi sono i sottoprodotti di derivazione agro-industriale che possono essere utilizzati per l'alimentazione del digestore. Quando si usa un sottoprodotto, oltre ai parametri che determinano la produzione in biogas, occorre valutare la disponibilità nell'arco dell'anno e la facilità di trasporto e di gestione. Nella tabella 2 sono riportati i sottoprodotti potenzialmente utilizzabili, classificati in base al settore di provenienza (Castelli e Negri, 2011).

I sottoprodotti di origine vegetale sono spesso legati alla stagionalità delle specie da cui derivano. Alcuni come le bucce di pomodoro e le vinacce, possono essere insilati e quindi avere una maggiore conservabilità. Per quanto riguarda i sottoprodotti, è importante conoscere da quale processo provengono. Nel caso ad esempio delle vinacce ottenute dalla pigiatura e dalla torchiatura dell'uva, la quantità può variare dal 15 al 30% sull'uva fresca. Inoltre si possono distinguere bucce dell'uva tal quale, raspi dell'uva, bucce con vinaccioli, etc. Conoscere la varietà dell'uva di provenienza e il processo di lavorazione è importante ai fini della composizione chimica del sottoprodotto e di conseguenza della produzione potenziale di biogas. Per quanto riguarda le vinacce, prove condotte sulla produzione potenziale di biogas, hanno evidenziato buone rese se le vinacce sono digerite in presenza dei vinaccioli, probabilmente per l'alto contenuto in olio di questi ultimi (Castelli e Negri, 2011).



Per il biogas possono essere utilizzati anche i sottoprodotti di origine animale (SOA). L'impianto deve essere autorizzato ai sensi del Regolamento CE 1069/09, in sostituzione del precedente Regolamento CE n. 1774/2002 che disciplina i requisiti sanitari per l'utilizzo dei SOA (Rossi, 2011). In particolare i materiali debbono rispondere ai requisiti di cui al regolamento CE n. 208/2006. Tale possibilità è limitata ai materiali di:

- Categoria 2, previo trattamento di igienizzazione ( $T = 133\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,  $P = 3\text{ bar}$ ,  $t = 20\text{ s}$ );
- Categoria 3, previo trattamento di pastorizzazione ( $T = 70\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,  $t = 1\text{ h}$ ).

Si tratta comunque di materiali che richiedono una gestione attenta e attrezzature spesso non disponibili in normali impianti agricoli (Castelli e Negri, 2011). La quota di scarti di origine animale, recuperata dalla macellazione bovina è elevata (33-35% del peso vivo) e la variabilità riscontrata in termini di quantità per alcune tipologie di sottoprodotti è da imputare ad aspetti propri del singolo stabilimento. I sottoprodotti animali hanno il vantaggio di essere generati con regolarità nel corso dell'anno.

L'utilizzo di biomasse di scarto, oltre ad ovvi vincoli legati alle necessarie autorizzazioni, implica una approfondita conoscenza della loro produttività potenziale in biogas e metano, della cinetica di fermentazione, della loro miscibilità con altre biomasse e del loro contenuto in azoto. Ad esempio i prodotti derivanti dalla lavorazione della carne, specialmente se ricchi di grasso, daranno quasi certamente produzioni di biogas interessanti con cinetiche di fermentazione relativamente lente. Tuttavia, dato che questi prodotti sono ricchi in azoto, è indispensabile controllare attentamente la concentrazione di ammoniaca che si produce, in quanto un suo eccesso ha un effetto tossico sui batteri. Alcuni sottoprodotti devono essere inseriti nella alimentazione del digestore adottando uno scrupoloso monitoraggio dell'impianto per la loro degradabilità (come per il siero o la farina di mais ricchi di carboidrati semplici, che portano ad un rapido accumulo di acidi organici), o per l'elevato contenuto in lipidi o azoto. La farina di mais può essere usata per compensare eventuali riduzioni di produzione di biogas dovute a problemi tecnici dell'impianto, in quanto determina un immediato incremento della produzione di biogas, possedendo un buon contenuto in sostanza organica di facile degradabilità. I residui colturali, sfalci e paglia, possono determinare, all'interno della massa in digestione, strati galleggianti difficili da eliminare e necessitano di pretrattamenti (Castelli e Negri, 2011).

**Tabella 2 – Alcuni sottoprodotti in relazione alle filiere agro-industriali e stime indicative sulle quantità annuali**

| Gruppi di sottoprodotti e scarti                                                             | Settore agro-industriale                         |                      |
|----------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------|----------------------|
| Siero di latte, latticello, reflui zootecnici                                                | Zootecnia, industria casearia                    |                      |
| Grassi, contenuto stomacale e intestinale, sangue, fanghi di flottazione, scarti di conserve | Lavorazione delle carni e conserve animali       |                      |
| Scarti di ortaggi e frutta a pieno campo, scarti di lavorazione                              | Ortofrutta per consumo fresco e succhi di frutta |                      |
| Bucce di pomodoro, pelatura patate, pastazzo di agrumi                                       | Conserve vegetali                                |                      |
| Pula di riso, farine di scarto, scarti prodotti da forno                                     | Molitoria, dolciaria                             |                      |
| Vinacce, fecce, raspi, borlanda                                                              | Industria enologica                              |                      |
| Melasso, bagasse, borlanda, residui barbabietola da zucchero                                 | Zuccherifici                                     |                      |
| Sanse, sanse umide, acque di vegetazione, acque di lavaggio                                  | Industria olearia                                |                      |
| Panelli, sansa, glicerina, gomme vegetali                                                    | Oleaginose, settore olivicolo, biocarburanti     |                      |
| Stoppie, paglie, sfalci e potature manutenzione verde                                        | Agricoltura e verde urbano                       |                      |
| Quantitativi di sottoprodotti e scarti                                                       | t/anno                                           | Fonte                |
| Bucce di pomodoro                                                                            | 97.000                                           | Balsari, 2009        |
| Paglia di orzo                                                                               | 996.500                                          |                      |
| Paglia di riso                                                                               | 1.112.000                                        |                      |
| Raspi di uva                                                                                 | 181.100                                          |                      |
| Sfrido di essiccazione del mais                                                              | 141.910                                          |                      |
| Siero di latte                                                                               | 6.513.340                                        |                      |
| Vinacce                                                                                      | 1.054.240                                        |                      |
| Scarti della macellazione: disponibili/avviabili alla DA                                     | 1.7 milioni/411.762                              | Colonna et al., 2009 |
| Residui colturali (t <sub>SS</sub> /anno)                                                    | 8.500.000                                        | CRPA, 2009           |

In questi ultimi anni l'incremento della produzione di biodiesel ha determinato la disponibilità sul mercato di glicerolo grezzo (glicerina). Questo sottoprodotto della transesterificazione degli oli vegetali consiste principalmente di glicerolo ed impurità quali esteri, acqua, alcool e catalizzatori, presenti in proporzioni variabili in relazione al tipo di olio usato ed al processo di trasformazione (Robra et al., 2010). La glicerina ha il vantaggio di essere facilmente conservata per lunghi periodi e si è dimostrata essere un'ottima fonte di carbonio prontamente disponibile. Non contenendo azoto, necessario per la crescita dei microorganismi, deve essere usata solo in codigestione, in modo particolare con matrici a basso contenuto energetico quali ad esempio i reflui zootecnici. Al fine di mantenere la stabilità del processo è bene fare una attenta valutazione delle quantità di glicerolo da inserire nella miscela di alimentazione del digestore, per evitare anche rischi di sovraalimentazione organica. Prove sperimentali in mesofilia (T 40°C) e condotte in reattori completamente miscelati, hanno evidenziato un raddoppiamento della produzione potenziale di biogas quando il glicerolo veniva inserito nella razione in un intervallo compreso tra 3-10%, in presenza di reflui suinicoli o insilato di mais (Robra et al., 2010; Amon et al., 2007). I valori ottenuti con l'uso di glicerina sono stati

superiori rispetto alla somma dei substrati digeriti separatamente e pertanto indicano che la glicerina esercita un effetto sinergico. La concentrazione utilizzabile sembra essere correlata al rapporto carbonio/azoto (C/N) del substrato con cui viene codigerito. Inoltre la glicerina grezza può contenere metanolo o idrossido di potassio (KOH). Entrambe hanno un effetto inibente sui microorganismi.

In Italia la produzione di siero di latte è stimata essere di circa sei milioni di tonnellate all'anno. La parte non destinata all'allevamento dei suini, o all'estrazione di principi attivi richiesti dal settore mangimistico, può essere usata come substrato per la digestione anaerobica. Il suo inserimento all'interno di un piano di alimentazione di un digestore deve però prevedere una codigestione con substrati ad elevato potere tamponante come il liquame bovino. Infatti l'elevata degradabilità del lattosio, il maggiore componente del siero, produce una forte acidificazione, che può venire bilanciata dal potere tampone del liquame; analoghi valori si ottengono se viene inserito nel digestore fino all'80% della miscela di alimentazione, in codigestione con liquame bovino. Tuttavia, a causa del basso contenuto in solidi volatili del siero, le rese per tonnellata di prodotto non concentrato (T.Q.) non sono elevate. Una miscela di 5600 t/anno composta per il 50% di siero e per il 50% di liquame, può produrre 560 m<sup>3</sup>/giorno di biogas, che può alimentare un motore endotermico di 50 kW di potenza (Castelli e Negri, 2011).

L'uso di sottoprodotti come substrati, per i digestori inseriti in un contesto agricolo, occuperà una percentuale sempre più consistente nella composizione della razione di alimentazione del digestore, sia in termini di convenienza economica, sia per una valorizzazione del contenuto energetico (Castelli e Negri, 2011).

Considerata l'elevata eterogeneità delle potenziali biomasse da destinare alla digestione anaerobica, oltre alle caratteristiche chimiche è importante definire anche il costo unitario di biogas producibile (€/m<sup>3</sup>) per un dato substrato (Adani et al., 2008). Il calcolo di tale parametro va effettuato dividendo il costo di un'unità in peso di biomassa (€/t) per la produzione potenziale di biogas rapportata alla stessa unità in peso del substrato (m<sup>3</sup>/t<sub>TQ</sub>).

La pianificazione delle biomasse in un impianto di digestione anaerobica deve anche considerare che all'interno della filiera del biogas esiste una stretta correlazione tra substrati in entrata e prodotto in uscita, ovvero il digestato; le caratteristiche chimico-fisiche, la tipologia e la provenienza dei substrati possono modificare la composizione del digestato (Castelli e Negri, 2011). L'uso di un substrato classificato come rifiuto (es. FORSU) non modifica la destinazione d'uso del digestato, ma la regola in modo diverso.

La composizione della razione di alimentazione del digestore deve prevedere una pianificazione giornaliera ed annuale di approvvigionamento e deve essere formulata sulla base della composizione chimico-fisica dei substrati. Questo permette di evitare:

- produzioni di biogas in eccesso rispetto alla potenza elettrica installata dei motori dell'impianto di produzione di energia elettrica. Tali produzioni in eccesso porterebbero a bruciare in torcia il biogas in eccesso;

Calcolo biogas prodotto:

$$m^3/\text{anno} = (t \text{ substrato}/\text{anno}) \cdot (\%SS) \cdot (\%SO/SS) \cdot (m^3/t \text{ substrato});$$

Calcolo della potenza:

$$kW = (m^3/h) \cdot (\%CH_4)_{\text{biogas}} \cdot (PCI)_{CH_4} \cdot \eta(\text{rendimento elettrico motore});$$

- bruschi cambiamenti di alimentazione dovuti a mancanza di un particolare substrato nel corso dell'anno. Essi portano ad instabilità del processo di digestione anaerobica, con conseguente riduzione della produzione di biogas;
- variazioni non solo della quantità di biogas prodotto, ma anche della qualità. Ad esempio i substrati ad alto contenuto di lipidi o proteine hanno un'ottima resa in biogas con elevato contenuto in metano, ma portano alla produzione di idrogeno solforato ( $H_2S$ ), che può determinare problemi di corrosione in molte parti dell'impianto.

#### *3.2.3.3.1 La normativa sui sottoprodotti di origine agronomica*

Una recente norma ha introdotto alcune modifiche alla parte IV del decreto legislativo 152/2006 (Norme in materia ambientale). Le modifiche riguardano i flussi di biomasse che possono essere considerati sottoprodotti. Si tratta della legge del 13 agosto 2010, n. 129 (Conversione in legge del decreto legge 8 luglio 2010, n. 105, recante misure urgenti in materia di energia e disposizioni per le energie rinnovabili). La legge, oltre a elencare una serie di interventi urgenti nel settore della produzione di energia da fonti rinnovabili, apporta variazioni all'articolo 185, comma 2, del decreto legislativo 152/2006, il cosiddetto Codice ambientale, proprio alla parte IV, sezione dedicata ai rifiuti. La direttiva 2008/98/Ce del 19 novembre 2008 relativa ai rifiuti classifica come rifiuto: "qualsiasi sostanza od oggetto di cui il detentore si disfi o abbia l'intenzione o l'obbligo di disfarsi". Il sottoprodotto, invece, si distingue dal rifiuto se soddisfa determinate condizioni: deve essere certo che la sostanza sarà ulteriormente utilizzata, che la sostanza o l'oggetto possa essere utilizzata direttamente senza alcun ulteriore trattamento diverso dalla normale pratica industriale e che l'utilizzo soddisfi tutti i requisiti pertinenti riguardanti la protezione della salute e dell'ambiente. La legge

129/2010 introduce un ampliamento del concetto del sottoprodotto destinato allo scopo energetico, in base alla provenienza dei sottoprodotti materiali fecali e vegetali, al luogo di utilizzo e alla possibilità di vendere a terzi questi sottoprodotti per produrre energia. Per effetto di quest'ultima modifica, l'articolo 185, comma 2, del decreto legislativo 152/2006 (Testo unico in materia ambientale) nella sua nuova stesura, risulta il seguente: "Possono essere sottoprodotti, nel rispetto delle condizioni della lettera p) comma 1 dell'articolo 183: materiali fecali e vegetali provenienti da sfalci e potature di manutenzione del verde pubblico e privato, oppure da attività agricole, utilizzati nelle attività agricole, anche al di fuori del luogo di produzione, ovvero ceduti a terzi, o utilizzati in impianti aziendali o interaziendali per produrre energia o calore, o biogas...". Ai fini operativi questa modifica di legge si traduce nella possibilità di utilizzare ai fini energetici, senza che siano definiti rifiuti ma sottoprodotti, oltre ai materiali fecali (come gli effluenti zootecnici) e vegetali prodotti e utilizzati nella stessa azienda agricola, gli sfalci e le potature di provenienza aziendale e anche quelli provenienti da manutenzioni di verde pubblico e privato. Gli effluenti zootecnici, i materiali vegetali, gli sfalci e le potature mantengono la definizione di sottoprodotto anche se sono ceduti a terzi per il loro successivo utilizzo. Va sottolineato, inoltre, che il nuovo provvedimento di legge chiarisce che l'utilizzo di tutti questi sottoprodotti può avvenire anche al di fuori del luogo in cui sono stati prodotti. Sul tema della cessione a terzi dei materiali fecali e vegetali, questa modifica di legge dà la possibilità all'allevamento "A" di vendere gli effluenti zootecnici all'impianto a biogas "B". In questo caso i reflui zootecnici mantengono il requisito di sottoprodotto e per il loro trasporto è sufficiente utilizzare un semplice documento di trasporto: l'importante è che tra le due imprese venga stipulato un contratto di fornitura dei materiali prima che siano prodotti, in modo che la loro destinazione sia certa fin dalla loro produzione. Fondamentale è che tra i due soggetti sia in atto un contratto di fornitura dell'effluente zootecnico e che il materiale venga regolarmente fatturato. Anche il digestato prodotto con effluenti zootecnici di terzi manterrà integra la possibilità per il suo utilizzo agronomico, perché ottenuto da sottoprodotti e non da rifiuti. Naturalmente sono fatte salve tutte le norme e gli obblighi conseguenti all'applicazione della direttiva nitrati (decreto ministeriale del 7 aprile 2006). In passato questo "vuoto" normativo ha fatto sì che alcune Regioni abbiano provveduto a legiferare in maniera autonoma e con effetti disomogenei. E' da auspicare, quindi, che sulla base di questo ulteriore passaggio legislativo a valore nazionale, le Regioni adeguino rapidamente le proprie disposizioni in proposito (Ragazzoni, 2011).

### **3.3 Il processo di digestione anaerobica all'interno di un bioreattore**

La fermentazione anaerobica è un processo cruciale del complesso ciclo naturale della sostanza organica. Il carbonio (C) presente nella sostanza organica in ecosistemi privi di ossigeno è convertito a metano ( $\text{CH}_4$ ) e anidride carbonica ( $\text{CO}_2$ ) dall'attività di alcuni gruppi microbici altamente specializzati e adattati a queste condizioni. Gli organismi microbici coinvolti nel processo biologico di degradazione della sostanza organica sono legati da rapporti di sintrofismo stretto e nel sistema determinano la formazione di una catena trofica. Nelle diverse fasi della catena trofica, i prodotti derivati dal metabolismo di un gruppo di microrganismi formano il substrato esclusivo di crescita di un altro; tali condizioni ecologiche hanno determinato una fortissima specializzazione fisiologica delle microflora, che hanno costituito consorzi microbici la cui attività è regolata da complessi equilibri. Lo sviluppo biotecnologico di questo processo naturale, che ha come prodotto il biogas, ha permesso la sua applicazione a livello industriale. Qui di seguito sono descritte le diverse fasi del processo e i principali parametri di controllo, nelle condizioni operative di un digestore di tipo agro-zootecnico. Questi digestori sono i più diffusi sia in Italia sia in Europa e sembra che in prospettiva resteranno tali (Castelli e Negri, 2011).

Il processo di digestione anaerobica all'interno di un fermentatore comprende una serie di reazioni interconnesse che avvengono in modo sequenziale e parallelo nello spazio e nel tempo. Il processo di degradazione anaerobica è condotto da una flora batterica anaerobica altamente specializzata che comprende diversi ceppi batterici interagenti tra loro quali: idrolitici, acidificanti, acetogeni, omoacetogeni e metanogeni. Le specie microbiche sviluppano la catena trofica attraverso reazioni di ossido-riduzione; queste sono a loro volta regolate da temperatura, pH, concentrazione dei substrati e dei prodotti del metabolismo batterico. Il controllo degli equilibri di questa microflora è fondamentale per la gestione del processo fermentativo finalizzato alla ottimizzazione della produzione di biogas. Pertanto nei digestori occorre creare condizioni ottimali di processo ed è fondamentale il loro controllo per mantenerle stabili. L'attività biologica anaerobica è teoricamente possibile in un ampio intervallo di temperatura con microrganismi diversi, classificabili in base all'intervallo termico ottimale di crescita: psicrofili (temperature inferiori a  $20^\circ\text{C}$ ), mesofili (temperature comprese tra i  $20^\circ\text{C}$  ed i  $40^\circ\text{C}$ ), termofili (temperature superiori ai  $45^\circ\text{C}$ ). La temperatura interna del digestore seleziona il tipo di batteri. L'efficienza energetica del metabolismo di degradazione anaerobica è molto bassa rispetto al metabolismo respiratorio aerobico, in

quanto il materiale non è completamente ossidato; si formano infatti  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$  ed altri componenti in tracce, dove la molecola di metano è ricca di energia (Castelli e Negri, 2011).

Il processo anaerobico viene qui di seguito descritto seguendo la catena di degradazione e suddividendolo nelle seguenti quattro fasi:

#### Prima fase – Idrolisi

Questa fase consiste nella degradazione di substrati organici complessi, che comprendono colture dedicate, effluenti di allevamento o residui agro-industriali. Tali substrati, costituiti da cellulosa, amido, lipidi e proteine, sono degradati in composti semplici e solubili (monosaccaridi, amminoacidi, acidi grassi volatili). Questa degradazione avviene ad opera di batteri idrolitici che o colonizzano il materiale particolato e lo degradano (Vavilin et al., 1996) o possono produrre enzimi extracellulari che scindono le molecole organiche complesse in composti più semplici (Sanders et al., 1999) che altri batteri della catena assimilano e metabolizzano. I gruppi batterici che intervengono in questa fase sono principalmente: *Clostridium*, *Ruminococcus*, *Anaerovibrio*, *Butyribrevibacter* e *Bacillus*. Uno stretto contatto tra batteri e co-substrato è importante per favorire l'attività di idrolisi, che dipende anche da: dimensione, forma, concentrazione e composizione dei substrati. Quando i substrati di partenza hanno una elevata componente lignocellulosica, questa fase diventa limitante per la degradazione. Infatti, la presenza di lignina nelle strutture lignocellulosiche forma una barriera all'accesso degli enzimi idrolitici; anche la presenza di elevate percentuali di emicellulosa riduce la velocità di degradazione. La cinetica chimica di questi processi è generalmente del primo ordine.

#### Seconda fase – Acidogenesi

In questa fase i composti solubili che derivano da idrolisi sono metabolizzati dai microrganismi acidogenici fermentanti. Questi operano l'ossidazione a piruvato dei substrati organici semplici come zuccheri, amminoacidi, etc. Il piruvato viene successivamente trasformato in acidi grassi volatili a catena corta di carbonio (propionico  $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH}$ , butirrico  $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH}$ , acetico  $\text{CH}_3\text{COOH}$ , formico  $\text{HCOOH}$ ), con produzione di  $\text{CO}_2$ , idrogeno, alcoli (etanolo, metanolo e glicerolo) e chetoni (acetone). Questi composti costituiscono i substrati di partenza della successiva fase acetogenica. Secondo Husain (1998) per uno stesso substrato, in base alle condizioni di pH e pressione di  $\text{H}_2$  presenti nel materiale in digestione, si possono sviluppare ceppi batterici acidogeni diversi, che attivano differenti percorsi metabolici; ciò porta alla formazione di vari prodotti finali. Un esempio è dato dalla

degradazione del glucosio. La pressione parziale di idrogeno è un elemento di controllo importante della via di degradazione: una bassa pressione di  $H_2$  favorisce la produzione di acetato ed idrogeno rispetto alla formazione di etanolo, di acido butirrico e di acido lattico. La presenza di concentrazioni elevate di  $H_2$  molecolare nel mezzo di digestione può determinare inibizione dell'attività della microflora acetogenica. L'ossidazione degli acidi grassi a lunga catena ad opera di batteri acidogenici segue una via parallela (Batstone et al., 2002; Schink, 1997) e può portare alla produzione di molecole di idrogeno e acido formico. Tali shift metabolici consentono di controllare sia le condizioni ambientali del processo, favorendo le vie metaboliche che rimuovono i prodotti, sia di evitare il loro accumulo, che può inibire l'attività microbica e portare al blocco delle fermentazione. L'acidogenesi è la fase più veloce del processo in fase liquida (Castelli e Negri, 2011).

### Terza fase – Acetogenesi

In questa fase sia i prodotti ottenuti dall'acidogenesi, non convertiti direttamente in acido acetico (quali ad esempio gli acidi grassi volatili: propionico, butirrico, lattico) sia gli alcoli sono trasformati in acido acetico ( $CH_3COOH$ ), con produzione di  $H_2$  e  $CO_2$ . La produzione di acido acetico avviene principalmente ad opera di due tipologie di batteri acetogeni: produttori obbligati di idrogeno, i quali ossidano gli acidi grassi volatili ad acido acetico rilasciando idrogeno libero e  $CO_2$ , e omoacetogeni che, al contrario, consumano idrogeno e  $CO_2$  per formare acido acetico. Si ricorda che i batteri acetogeni, produttori obbligati di  $H_2$  e operanti a basse pressioni di  $H_2$ , mantengono una relazione sintrofica con i batteri metanigeni utilizzatori di  $H_2$ . Questi ultimi svolgono una funzione di serbatoio di  $H_2$  e forniscono l'energia necessaria per completare le reazioni. Questo trasferimento di  $H_2$  tra i batteri permette l'avanzamento del processo (Schink, 1997; Björnsson, 2000). Una bassa pressione di  $H_2$  è indispensabile affinché la reazione sia termodinamicamente favorita, mentre i metanogeni consumatori di idrogeno sono favoriti da alte pressioni. In questa fase si può manifestare un effetto di inibizione dovuto o alla presenza di alte concentrazioni di acidi grassi, come nel caso di un eccesso di alimentazione del processo, che può essere dovuto alla presenza di substrati facilmente degradabili, o alla presenza di fattori inibenti. Tali condizioni possono portare anche a concentrazioni elevate di  $H_2$  che sono sfavorevoli alla attività degli acetogeni. Come conseguenza di queste condizioni si possono avere cambiamenti nei valori di pH. Valori di pH bassi a loro volta possono determinare un aumento della concentrazione di acidi ed in particolare di acido propionico. Il 30% dei percorsi degradativi, come la degradazione di alcuni zuccheri e di polimeri con un numero dispari di atomi di carbonio (Castelli e Negri,



2011), portano alla produzione di acido propionico. L'acido propionico è di difficile degradazione ed un suo accumulo è sintomo di problemi di processo.

#### Quarta fase – Metanogenesi

Il metano ( $\text{CH}_4$ ), rappresenta il prodotto finale della catena trofica anaerobica. La metanogenesi avviene ad opera dei metanigeni acetoclasti (*Methanosarcina* spp., *Methanotherix* spp.) che convertono l'acido acetico in metano ed anidride carbonica, determinando il 70% del metano prodotto. I metanigeni idrogenotrofici (*Methanobacterium*, *Methanococcus*) consumano l'idrogeno e l'anidride carbonica prodotti dagli omoacetogeni e sono importanti per il loro ruolo di regolazione della pressione di idrogeno (Castelli e Negri, 2011). La dismutazione anaerobica dell'acido acetico porta alla formazione di  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  e viene detta via acetoclastica. I batteri metanogeni sono molto selettivi per il substrato. A livello di processo è impossibile pensare di alimentare un reattore con l'aggiunta dei microorganismi implicati nella metanogenesi, poiché è l'ambiente che determina la sopravvivenza e la consistenza numerica dei microrganismi. Per favorire ed incrementare la presenza dei metanogeni occorre lavorare sulle condizioni di processo. Pertanto per favorire la produzione di  $\text{CH}_4$  occorre creare condizioni che favoriscono la degradazione dei prodotti intermedi della catena trofica. In particolare la via idrogenotrofa è rallentata se vi è accumulo di  $\text{H}_2$ , la via acetoclastica può essere inibita se vi è un'elevata concentrazione di acido acetico ( $\geq$  rispetto alla metabolizzazione cellulare). Queste fasi avvengono di solito sequenzialmente e non separatamente. Infatti, le comunità microbiche, coinvolte nell'ecosistema anaerobico, coesistono in associazione sintrofica (Barlaz et al., 1990). Per esempio, i batteri acetogenici idrogeno-produttori si sviluppano meglio in presenza dei batteri metanogeni idrogenotrofici: questi ultimi mantengono bassa la pressione parziale dell'idrogeno favorendo da un punto di vista termodinamico l'acetogenesi degli idrogenoproduttori (dovuta al trasferimento dell'idrogeno tra diverse specie). Atlas e Bartha (1987) hanno descritto questa relazione come mutualistica: i metaboliti prodotti dagli acetogeni costituiscono i substrati per i metanogeni. Pertanto se intervengono condizioni tali da creare un accumulo di prodotti intermedi, come ad esempio un accumulo di acidi grassi volatili, o di composti inibenti, come residui di agrofarmaci o antibiotici, si creano condizioni d'inibizione dell'intero processo di digestione. Di conseguenza per poter ottimizzare le rese energetiche del processo si devono controllare i diversi parametri che regolano le condizioni di ciascuna fase, al fine di mantenere la stabilità del processo (Castelli e Negri, 2011).

### **3.4 I fattori che influenzano la digestione anaerobica (DA)**

La DA di materie prime organiche è un processo complesso, che coinvolge diverse fasi di degradazione. I microrganismi che partecipano a questo processo sono specifici per ogni fase con esigenze ambientali differenti (Khalid et al., 2011). La crescita e l'attività dei microrganismi anaerobici e, quindi, l'efficienza della DA (in termini di rese di biogas e digestato) e l'affidabilità sono influenzati da molti fattori critici: tipo, composizione chimica (acqua e contenuto di nutrienti, ad esempio azoto, fonte di carbonio, rapporto C/N), concentrazione e pH delle materie prime; assenza di ossigeno; composizione microbica; (costante) temperatura ambientale; presenza e quantità di inibitori (come ammoniaca), composti tossici; concentrazione dei prodotti intermedi (come gli acidi grassi volatili); progettazione del bioreattore e intensità di miscelazione (Al Seadi et al., 2008; Behera et al., 2010; Jeong et al., 2010; Khalid et al., 2011). Tutti questi fattori devono essere considerati al fine di ottenere una produzione di energia ecologica e sostenibile dal biogas (Hartmann, 2006).

### **3.5 I parametri di controllo del processo (digestione anaerobica)**

I processi di digestione anaerobica di substrati di tipo agro-zootecnico possono essere classificati in base ai seguenti parametri: regime termico di processo, contenuto di solidi, numero di fasi (una o due) previste dalla progettazione dell'impianto. Nei digestori con processo monostadio le fasi biologiche della digestione hanno luogo nel medesimo reattore e contemporaneamente, mentre nei digestori con processo bistadio si hanno due reattori distinti, in serie tra loro, uno dedicato prevalentemente alle fasi di idrolisi, acidogenesi ed acetogenesi, l'altro alla fase metanigena. Nei sistemi alimentati a biomasse agricole i digestori più diffusi sono a monostadio completamente miscelati, operanti con una concentrazione di solidi totali o sostanza secca non superiore al 10% (processo ad umido). La gestione dell'impianto di fermentazione anaerobica ha come obiettivo la massimizzazione della produzione di biogas e la stabilità di tale produzione nel tempo. L'obiettivo si raggiunge con l'omeostasi dell'ambiente di fermentazione, mantenendo costante il livello di produzione del biogas (Castelli e Negri, 2011). Se la % di CH<sub>4</sub> nel gas non è costante, ciò può indicare che è avvenuto un accumulo di acidi ed il processo non procede pertanto in modo bilanciato. Occorre in questo caso valutare la composizione della sostanza organica dei substrati. Il mantenimento delle condizioni di anaerobiosi stretta e di temperatura costante dipende dal buon funzionamento di tutte le strutture del fermentatore, mentre il "funzionamento

biologico” dipende dal corretto equilibrio tra l’attività dei diversi consorzi microbici, in particolare, come è stato precedentemente detto, dall’efficienza dei batteri metanogeni. Alcuni parametri chimico-fisici sono indicatori della stabilità del processo o dell’instaurarsi di malfunzionamenti. La molteplicità dei fattori che intervengono nel processo di digestione anaerobica determina un elevato rischio di instabilità (Schoen e Sperl, 2009). Per tale motivo occorre rivolgere particolare attenzione ai parametri che lo regolano:

- quantità e qualità del biogas
- composizione microbica
- temperatura
- pH e sistema tampone
- ammoniaca ( $\text{NH}_3$ )
- acidi grassi volatili (VFA)
- rapporto tra acidi grassi volatili/alcalinità
- rapporto C:N
- acqua
- macronutrienti
- micronutrienti
- tossicità dell’ambiente di crescita.

Ogni digestore anaerobico è caratterizzato da una unicità dell’ecosistema microbico, che dipende ad esempio dal disegno del reattore, dalla composizione e dalla quantità dei substrati immessi. Per questo è importante costruire, per ogni reattore/digestore, una storia dei valori dei parametri di processo per identificare i valori di riferimento dell’impianto ed ottimizzarne la gestione (Castelli e Negri, 2011).

### **3.5.1 La quantità e qualità del biogas**

Il parametro più evidente della stabilità del processo è la produzione quali-quantitativa del biogas. Infatti variazioni di quantità della produzione di biogas e di contenuto relativo di metano dello stesso, evidenziano immediatamente delle modificazioni del processo. La concentrazione di metano nel biogas in condizioni di fermentazione stabili supera il 50%; fluttuazioni entro tale parametro possono essere dovute a variazioni di alimentazione. Una riduzione della quantità e qualità del biogas può essere causata da variazioni della qualità dei substrati apportati al fermentatore, che possono determinare carenze di microelementi o accumulo di acidi, con conseguenti squilibri nella microflora fermentante (Castelli e Negri, 2011).

### 3.5.2 La composizione microbica

Il processo di decomposizione anaerobica, costituito da reazioni metaboliche, cioè idrolisi, acidogenesi, acetogenesi e metanogenesi (Park et al., 2005; Charles et al., 2009), può essere catalizzato da una vasta gamma di microrganismi, in grado di convertire macromolecole complesse in composti a basso peso molecolare. Pertanto, una fonte di inoculo è cruciale per l'ottimizzazione del rapporto substrato/inoculo (Lopes et al., 2004; Forster-Carneiro et al., 2007). Una vasta gamma di comunità microbiche è stato riportato essere coinvolta nel processo di decomposizione anaerobica dei rifiuti organici (Lastella et al., 2002; Lata et al., 2002). Diversi batteri anaerobi spesso eseguono il processo di produzione di biogas da rifiuti organici (Jingura e Matengaifa, 2009). Fricke et al. (2007) hanno riportato che i microrganismi eterotrofi probabilmente decompongono la materia organica. Lee et al. (2009b) hanno riferito che le specie *Clostridium* sono le più comuni in grado di degradare in condizioni anaerobiche. Secondo Ike et al. (2010), un gruppo di microrganismi, cioè *Actinomyces*, *Thermomonospora*, *Ralstonia* e *Shewanella* spp., catalizzano la degradazione dei rifiuti alimentari in acidi grassi volatili, mentre *Methanosarcina* e *Methanobrevibacter/Methanobacterium* spp. soprattutto contribuiscono alla produzione di metano. Trzcinski et al. (2010) hanno trovato le specie idrogenotrofe (principalmente *Methanobrevibacter* spp., *M. formicicum* e *Methanosarcina* spp.) attive nella sintesi del metano.

### 3.5.3 La temperatura

Il processo di DA può avvenire a temperature diverse, divise in tre intervalli: psicrofilo (inferiore a 25°C), mesofilo (25-45°C) e termofilo (45-70°C) (Al Seadi et al., 2008.). La temperatura di processo è direttamente correlata con il tempo di ritenzione idraulica (Al Seadi et al., 2008). Molti impianti di biogas moderni funzionano a temperature termofile, dato che il processo termofilo offre molti vantaggi, come un tasso di degradazione dei rifiuti organici più veloce, maggiore produzione di biomassa e biogas, minore viscosità dell'effluente, maggiore distruzione degli agenti patogeni (Zhu et al., 2009). Ward et al. (2008) hanno riportato le temperature ottimali di crescita per alcuni batteri metanogeni: 37-45°C per il mesofilo *Methanobacterium* spp, 37-40°C per il *Methanobrevibacter* spp, 35-40°C per *Methanobrevibacter*, *Methanococcus*, *Methanoculleus* e *Methanospirillum* spp., 30-40°C per *Methanoplanus* e *Methanocorpusculum* spp. e 50-55°C per i termofili *Methanohalobium* e *Methanosarcina* spp. (Khalid et al., 2011). La tossicità dell'ammoniaca e la solubilità dei vari composti (NH<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>S e gli acidi grassi volatili) dipendono dalla temperatura di processo (Angelidaki,

2004). Molti ricercatori hanno riportato effetti significativi della temperatura sulle comunità microbiche, sulla cinetica di processo e sulla stabilità e la resa di metano (Dela-Rubia et al., 2002; Bouallagui et al., 2009b; Riaud et al., 2010). Numerosi studi hanno dimostrato che i batteri anaerobici svolgono una migliore attività in regime mesofilo e termofilo invece che in quello psicrofilo (Desai e Madamwar, 1994; Zennaki et al., 1996). Massè et al. (2007) hanno osservato con liquami suini un decremento nella produzione di biogas passando da 20°C a 15°C, anche se il gas presentava un maggior contenuto in metano; secondo gli autori tale calo è imputabile a una riduzione dell'idrolisi, che potrebbe aver rallentato l'acidogenesi, diminuendo la quantità di anidride carbonica. In recenti studi sulla digestione e co-digestione anaerobica di letame bovino e pollina si sono ottenute migliori rese come produzione di biogas, sia in termini quantitativi sia qualitativi, ad una temperatura di 35°C rispetto alla temperatura ambiente (circa 23,5°C); questo risultato viene attribuito alla maggior sensibilità dei metanogeni rispetto agli acidogeni, nei confronti dell'abbassamento della temperatura. La produzione di biogas da liquami suini cresce linearmente con la temperatura (Angelidaki e Ahring, 1994; Hansen et al., 1998) ed in particolare, passando dai 25°C ai 44°C, è stata osservata una produzione variabile tra 0,26 e 0,42 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg<sub>ss</sub>. Da un punto di vista pratico, far avvenire la digestione anaerobica a temperature più elevate significa avere cinetiche più veloci, maggiori produzioni di biogas, maggior tasso di distruzione dei patogeni, tempi di ritenzione idraulica minori a parità di sostanza organica degradata, e quindi, volumi più piccoli dei reattori, o in modo equivalente, raggiungere migliori efficienze di rimozione del substrato con i medesimi tempi di residenza. D'altra parte in tali condizioni operative, che richiedono un maggior quantitativo di calore per mantenere il digestore ad una temperatura di circa 55°C, è stata osservata una minore stabilità del processo. Infatti in condizioni operative termofile i microrganismi sembrano essere più sensibili alle variazioni ambientali (Ahn e Forster, 2002; El-Mashad et al., 2003; Kim et al., 2002).

#### **3.5.4 Il pH e il sistema tampone**

Il valore di pH del substrato della DA influenza la crescita di microrganismi metanogeni e la dissociazione di alcuni composti rilevanti per il processo di DA, cioè ammoniacale, acido solfidrico e acidi organici (Al Seadi et al., 2008). Vari ricercatori hanno riportato un intervallo di valori di pH adatti per la DA, anche se il pH ottimale per la metanogenesi è di circa 7,0 (Huber et al., 1982; Yang e Okos, 1987). Lee et al. (2009a) hanno riportato che un'efficiente metanogenesi all'interno di un digestore anaerobico avviene ad un pH di 6,5-8,2, mentre l'idrolisi e l'acidogenesi si verificano ad un pH di 5,5 e 6,5, rispettivamente (Kim et al.,

2003). Altre esperienze dimostrano che la formazione di metano avviene all'interno di un intervallo di pH relativamente ristretto, compreso tra 5,5 e 8,5 ca., con un range ottimale compreso tra 7.0 e 8.0 per la maggior parte dei metanogeni (Al Seadi et al., 2008). Pertanto i valori di pH danno indicazioni di stabilità del processo. Valori compresi tra pH 6 e 8 sono da considerare accettabili, con un valore ottimale di pH 7,5. Una corretta gestione dell'impianto dovrebbe prevedere il controllo continuo dei valori di pH durante il processo di fermentazione. Le condizioni di pH corrette per lo sviluppo dei batteri metanogeni sono un delicato equilibrio tra la concentrazione degli acidi organici, in particolare l'acido acetico, il potere tamponante dell'ambiente e la capacità dei batteri metanogeni di consumare acido acetico e idrogeno producendo metano. Il sistema tampone dell'ambiente di fermentazione è determinato dalla presenza di acidi deboli (gli stessi acidi che sono utilizzati dai batteri), dall'acido carbonico (prodotto dalla CO<sub>2</sub> in soluzione acquosa) e dal contenuto in ammoniaca. Pertanto i reagenti che determinano il sistema tampone sono, a loro volta, sia prodotti che substrati dell'attività e della crescita microbica; ciò rende il sistema estremamente dinamico. Le variazioni di pH si manifestano quando il potere tampone del bicarbonato sta terminando. Il sistema tampone è in grado di controllare, entro certi limiti, le variazioni di pH; quindi quando l'ambiente di fermentazione raggiunge anomalie ha già superato le capacità tamponanti del sistema, evidenziando il raggiungimento di una situazione critica irreversibile. Per questo motivo è bene associare, alla lettura dei valori di pH, altri parametri che completino la descrizione delle condizioni del fermentatore (Castelli e Negri, 2011).

#### **3.5.4.1 Le condizioni che determinano le variazioni di pH**

Nei fermentatori che sono alimentati in maniera discontinua, la somministrazione delle singole aliquote può avvenire o con un sistema temporizzato o attraverso un comando determinato dalla diminuzione della produzione di biogas, in seguito a segnali di “appetito” del fermentatore. L'alimentazione discontinua può determinare picchi di concentrazione di acidi grassi, determinando oscillazioni controllate di pH. I picchi dei valori di pH sono anche determinati dalle caratteristiche delle biomasse utilizzate. Nel caso di insilati di colture agrarie, il materiale di partenza ha valori di pH compresi fra 3-4,5 e una dotazione di acidi organici (acetico, propionico, butirrico) che può raggiungere anche il 10% della massa secca della biomassa. Dato che le variazioni di concentrazione di acidi grassi sono fisiologiche, la corretta conduzione deve evitare che tali situazioni sfocino in anomalie acute. Il pH, durante la digestione anaerobica, influenza fortemente sia la crescita dei microrganismi, sia le condizioni chimico-fisiche dell'ambiente in cui si sviluppano (Castelli e Negri, 2011).

Considerato l'intervallo ottimale per una fermentazione anaerobica a singolo stadio, tale parametro può essere imposto, inizialmente, dosando opportunamente l'alimentazione e in particolare il carico organico. Un alto carico organico (quantità di substrato introdotto nel digestore nell'unità di tempo) può portare ad un accumulo di acidi grassi volatili in quanto può non essere accompagnato da un incremento della popolazione dei batteri metanogeni, la cui crescita è più lenta rispetto a quella dei batteri acidogeni. Questo comporta un accumulo di idrogeno e di acidi grassi volatili che determina un abbassamento del pH con il rischio di inibizione del processo. Un rimedio può essere una riduzione del carico organico e, se questo non è sufficiente, occorre intervenire con un correttore di pH (Grady et al., 1999). Scendendo a valori di pH inferiori a 6,2, il metabolismo dei metanogeni è fortemente rallentato (si determinano condizioni di tossicità), mentre gli acidogeni sono in grado di continuare la loro attività fino a pH pari a 4,5. Nel caso in cui si abbiano repentine produzioni di acidi grassi, come avviene per la digestione di alcuni sottoprodotti, si può evitare la drastica caduta del pH miscelando in opportune dosi co-substrati con un'elevata capacità tampone come il letame bovino (Sharma, 2002).

### **3.5.5 L'ammoniaca (NH<sub>3</sub>)**

Un'elevata concentrazione di ammoniaca può inibire il processo biologico, e concentrazioni di questo composto azotato maggiori di 100 mM (millimoli) ca. possono inibire la metanogenesi (Fricke et al., 2007). Pertanto, i batteri metanogeni sono particolarmente sensibili alla inibizione dell'ammoniaca. Per impedire l'effetto inibitorio dell'ammoniaca, la sua concentrazione deve essere mantenuta inferiore a 80 mg/l (Al Seadi et al., 2008). Un altro fattore che influenza l'attività dei microrganismi anaerobi è la presenza di composti tossici. Essi possono essere trasferiti al bioreattore insieme alla materia prima, o generati durante il processo di AD (Al Seadi et al., 2008).

L'ammoniaca prodotta nel corso della degradazione delle proteine costituisce uno dei più importanti parametri da tenere sotto controllo perché da un lato, fornisce capacità tampone all'ingestato, necessaria durante la produzione di acidi grassi volatili, dall'altro diventa inibente se si superano concentrazioni pari a 1,5-4 g/l (De Baere et al., 1984). L'ammoniaca è un composto alcalinizzante, ma ha tossicità diretta sulla microflora. Il suo effetto è influenzato dal pH e dalla temperatura. Una serie di lavori dimostrano come a valori di pH prossimi a 8 una concentrazione di 150 mg/l potrebbe risultare tossica per il processo. La concentrazione di 3-4 g/l di ammoniaca e di ammonio totali con valori di pH di 7-7,5, inibisce fortemente la produzione di biogas e metano (Angelidaki et al., 1993). La concentrazione di ammoniaca è

un parametro da verificare con molta attenzione negli impianti che ricircolano il digestato come fluido di governo del digestore e hanno una razione ricca in proteine (es. scarti di macello) (Castelli e Negri, 2011).

### **3.5.6 Gli Acidi Grassi Volatili (AGV)**

La stabilità del processo di DA è dimostrata dalla concentrazione dei prodotti intermedi, come gli acidi grassi volatili (acetato, propionato, butirrato, lattato), prodotti durante l'acidogenesi. Per esempio, il letame ha un surplus di alcalinità, il che significa che l'accumulo di acidi grassi volatili dovrebbe superare un certo livello prima che questo possa essere rilevato, a causa di una diminuzione significativa di pH (Al Seadi et al., 2008). Come precedentemente detto, i batteri fermentativi idrolizzano le proteine a polipeptidi ed amminoacidi, i carboidrati in zuccheri semplici ed alcoli, mentre i lipidi vengono trasformati in acidi grassi volatili a catena di carbonio di diversa lunghezza e in glicerolo; in un secondo passaggio questi prodotti intermedi vengono convertiti in acidi grassi volatili (AGV), idrogeno ed anidride carbonica. Come già visto a proposito del pH la loro concentrazione subisce variazioni a seguito dell'alimentazione del fermentatore. La concentrazione di acidi totali viene espressa come equivalenti di acido acetico, i cui valori possono variare da 200 a 2.000 mg/l (Castelli e Negri, 2011). L'eccesso di concentrazione di acidi grassi volatili totali indica uno spostamento degli equilibri della biochimica del fermentatore verso l'acidogenesi rispetto alla metanogenesi. Tali condizioni determinano valori di pH inferiori a 6 e un blocco della produzione di biogas. Altra conseguenza negativa dell'accumulo di acidi volatili è la tossicità specifica di alcuni composti come l'acido propionico, un intermedio importante della produzione del metano. L'aumento repentino della sua concentrazione fino a superare i 3 g/l crea condizioni di tossicità per i batteri metanogeni con ripercussioni sulla produzione di biogas (Gourdon e Vermande, 1987); l'incremento di concentrazione del propionato ha conseguenze negative anche sull'utilizzo dell'idrogeno e sulla degradazione di altri substrati.

### **3.5.7 L'alcalinità**

Valori di alcalinità totali attorno ai 3000-5000 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$  si hanno in presenza di condizioni di processo stabile. L'analisi della alcalinità si esegue per titolazione con acido cloridrico. Solitamente nei digestori anaerobici l'ambiente è lievemente alcalino pH (7.5). L'alcalinità è determinata dalla presenza:

- di ammoniaca ( $\text{NH}_3$ ) formatasi in seguito alla degradazione delle proteine;
- di bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) generato dalla anidride carbonica ( $\text{CO}_2$ ) disciolta in  $\text{H}_2\text{O}$ .



$\text{NH}_3$  e  $\text{CO}_2$  formano un sistema in grado di tamponare la riduzione del pH causato dall'accumulo di acidi grassi volatili (Castelli e Negri, 2011).

### **3.5.8 Il rapporto tra acidi grassi volatili e alcalinità**

Il corretto funzionamento del fermentatore anaerobico implica la capacità del sistema di controllare l'eccesso di acidità prodotto dall'alimentazione grazie all'effetto tampone endogeno dell'ambiente. Poiché molti malfunzionamenti del fermentatore sono diretta conseguenza dell'effetto dell'aumento della concentrazione di acidi grassi volatili, è stato visto che, se si superano le capacità tamponanti del sistema, il rapporto tra alcalinità e acidi grassi dà una dimensione numerica di quanto l'effetto tampone possa ancora agire ed essere in grado di controllare l'effetto di accumulo di acidi grassi. E' da sottolineare, come già sopra citato, che le comunità batteriche hanno una grande capacità di adattamento; è stato altresì riscontrato che l'alimentazione del fermentatore può avere caratteristiche particolari. Ne consegue che ogni fermentatore ha valori propri di rapporto acidi grassi/alcalinità, che vanno determinati nel tempo verificando nel contempo anche altri parametri quali: pH, determinazione quali-quantitativa degli acidi grassi e, soprattutto, la quantità e la qualità del biogas. Indicativamente valori del rapporto acidi grassi/alcalinità pari a 0,3-0,4 sono indici di un fermentatore che opera in condizioni stabili. I metodi per stabilire tale rapporto si basano sulla determinazione dell'alcalinità del sistema tramite misure di concentrazione dei carbonati in soluzione, con una titolazione forte (acido cloridrico o acido solforico). La titolazione viene eseguita su un volume noto di materiale proveniente dalla vasca del fermentatore (digestando) portando il campione a pH 4. La concentrazione di acidi organici volatili totali, espressi come equivalenti di acido acetico, si calcola frequentemente con analisi quali/quantitativa del profilo degli acidi organici. La determinazione è effettuata con analisi gascromatografiche o con HPLC. Un'altra tecnica prevede la titolazione (con acido forte fino a pH 6) del distillato in flusso di vapore di un campione di digestando proveniente dal fermentatore. Alcune procedure più o meno semplificate si basano su titolazioni, con acido forte, sequenziali e a valori di pH fissi. Il numero di punti di valori di pH è differente a seconda della procedura. La più semplice viene eseguita misurando i ml di acido occorrenti per portare un campione di digestando prima a pH 6 e poi a pH 4. I valori dei ml misurati sono quindi inseriti in apposite equazioni per ottenere il valore del rapporto acidi/alcalinità. Le tecniche semplificate di misura del rapporto acidi organici/alcalinità si effettuano con titolatori automatici, in grado di seguire tutta la procedura di analisi a partire da un campione filtrato del digestando e di fornire direttamente il valore del rapporto ottenuto, elaborando automaticamente i dati rilevati.

E' buona pratica effettuare il controllo del rapporto acidi grassi/alcalinità giornalmente presso l'impianto, su campioni prelevati al momento. Il rapporto subisce le interferenze dovute ai cicli di alimentazione del fermentatore, che presenta momenti transitori di eccesso. Quando si parla di stabilità del processo s'intende, ad esempio, il rapporto tra acidi grassi totali ed alcalinità, che deve rimanere al di sotto di valori considerati inibenti 0,4-0,5 (Castelli e Negri, 2011).

### **3.5.9 Il rapporto carbonio azoto C/N**

Il rapporto di materie prime organiche C/N gioca un ruolo cruciale durante il processo di AD (Cuetos et al., 2008). Un rapporto C/N di 20-30 può fornire azoto sufficiente per il processo (Weiland, 2006). Bouallagui et al. (2009a) hanno suggerito che un rapporto C/N di 22-25 sembra essere ottimale per la DA di scarti di frutta e verdura, mentre Guermoud et al. (2009) e Lee et al. (2009a) hanno riferito che il rapporto ottimale C/N per la degradazione anaerobica dei rifiuti organici è 20-35. Per migliorare il rapporto C/N e la nutrizione dei batteri, viene eseguita una co-digestione di miscele di substrati organici (Cuetos et al., 2008). Le proteine, idrolizzate ad amminoacidi e polipeptidi, forniscono N, che in piccole quantità è utilizzato dai microrganismi per la loro crescita e in parte è liberato come  $N-NH_3$  durante la digestione anaerobica. I microrganismi utilizzano il carbonio 25-30 volte più velocemente dell'azoto. Un contenuto di N insufficiente rispetto al C ( $C/N > 30$ ) (Wilkie et al., 1986; Kayhanian e Rich, 1995) rallenta il tasso di crescita microbica e tutte le reazioni di trasformazione del substrato in biogas. Il rapporto C/N 20-30:1 viene indicato come rapporto ottimale, dove sia C che N si intendono riferiti alla quota prontamente biodegradabile del substrato (Bardiya e Gaur, 1997; Castelli e Negri, 2011). Per quanto concerne gli altri due elementi nutrienti, il fosforo (P) e lo zolfo (S), sono consigliati rapporti C/P pari a 150:1, mentre C:S deve essere molto maggiore in quanto la presenza di S è direttamente correlata alla produzione di  $H_2S$ . Inoltre, la conoscenza del contenuto in azoto della biomassa dà indicazioni sul contenuto in N totale ed azoto ammoniacale ( $NH_3$ ) del digestato. Tali informazioni sono importanti nel caso si debba ricircolare il digestato nel fermentatore e nell'ottica della gestione agronomica del digestato (Castelli e Negri, 2011).

### **3.5.10 Il contenuto di acqua**

Anche se l'elevato contenuto di acqua delle materie prime normalmente facilita il processo di DA, è difficile mantenere la stessa disponibilità di acqua durante il ciclo di digestione (Hernandez-Berriel et al., 2008). E' stato riportato che il più alto tasso di produzione di

metano avviene ad un contenuto di acqua del 60-80% (Bouallagui et al., 2003). Hernandez-Berriel et al. (2008) hanno studiato le reazioni di metanogenesi durante la DA a diversi contenuti di acqua, vale a dire il 70% e l'80%: in entrambi i casi hanno scoperto che la fase metanogenica inizia intorno al giorno 70. Tuttavia, i bioreattori, lavorando con un contenuto d'acqua inferiore al 70%, producono un digestato più denso, al fine di ottenere un più alto tasso di produzione di metano (Khalid et al., 2011).

### **3.5.11 I macronutrienti**

I macronutrienti, cioè carbonio, azoto, fosforo e zolfo, sono importanti per la sopravvivenza e la crescita dei microrganismi della DA, nonché i microelementi (oligoelementi), come ferro, nichel, cobalto, selenio, molibdeno e tungsteno (Al Seadi et al., 2008). Il rapporto ottimale dei macronutrienti carbonio, azoto, fosforo e zolfo (C: N: P: S) per la crescita dei microrganismi è considerato 600:15:5:1 (Al Seadi et al., 2008), mentre quello relativo alla metanizzazione è considerato essere 600:15:5:3 (Fricke et al., 2007). Il tasso del processo di DA è influenzato dal tipo, disponibilità e complessità del substrato (Ghaniyari-Benis et al., 2010). Diversi tipi di fonte di carbonio supportano differenti gruppi di microrganismi. Pertanto, prima di iniziare un processo di digestione, la composizione chimica del substrato (contenuto di carboidrati, lipidi, proteine e fibre) deve essere determinata (Lesteuret et al., 2009; Zhao et al., 2010). L'amido può essere utilizzato anche come un substrato economico efficace per la produzione di biogas, rispetto al saccarosio e glucosio (Su et al., 2009). È stato riportato che la concentrazione iniziale e il contenuto totale di solidi del substrato nel bioreattore possono influenzare significativamente le prestazioni della DA e la quantità di metano prodotto durante questo processo (Fernandez et al., 2008). L'azoto è essenziale per la sintesi proteica e viene richiesto principalmente come nutriente dai microrganismi durante la DA (Kayhanian e Rich, 1995). I composti azotati presenti nei rifiuti organici sono di solito proteine, che vengono convertite in ammonio durante la DA (Sawayama et al., 2004). Nella forma di ammonio, l'azoto contribuisce alla stabilizzazione del pH all'interno del bioreattore dove il processo è in corso. I microrganismi assorbono ammonio per la produzione di nuova massa cellulare (Fricke et al., 2007).

### **3.5.12 I micronutrienti**

La miscela più comunemente utilizzata per l'alimentazione dei digestori è costituita da un influente liquido (acqua, reflui zootecnici, digestato) e biomasse solide. Nel caso si utilizzino, come influente liquido, acqua o liquami diluiti, si possono verificare carenze minerali per la

microflora batterica. In particolare gli ioni, la cui carenza può non permettere la piena produzione di biogas, sono ferro, rame, cobalto, nichel e zinco. Concentrazioni di 70  $\mu\text{mol/l}$  di ferro, cobalto e nichel e di 90  $\mu\text{mol/l}$  di rame e zinco rappresentano concentrazioni ottimali per l'attività dei batteri. In condizioni di carenza di tali elementi è opportuno integrare la razione con Sali (Castelli e Negri, 2011). Ottima fonte dei microelementi sono i fertilizzanti che contengono tali composti come cloruri. Per aumentare la produzione di gas durante la digestione anaerobica, sono state condotte alcune prove sull'uso di additivi inorganici allo scopo di fornire le giuste concentrazioni di ioni metallici ai batteri; questi ioni svolgono un ruolo particolare nella attività di catalizzazione enzimatica ( $\text{Cu}^{++}$ ,  $\text{Fe}^{+++}$ ,  $\text{Fe}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Mn}^{++}$ ,  $\text{Co}^{++}$ ,  $\text{Al}^{+++}$ ,  $\text{Zn}^{++}$ ). Wong e Cheung (1995) hanno osservato che, durante la fermentazione di vari tipi di piante, quelle dotate di un maggior contenuto in metalli pesanti, (ad esempio Cr, Cu, Ni e Zn) forniscono una miglior resa in termini di metano prodotto. Vari autori (Wodzinski et al., 1983; Patel et al., 1993; Rao e Seenayya, 1994; Clark e Hillman, 1995) hanno trovato che aggiungere sali di ferro a diverse concentrazioni, per esempio 50 mM (millimoli) di  $\text{FeSO}_4$  oppure 70  $\mu\text{M}$  (micromoli) di  $\text{FeCl}_3$ , provoca un incremento del tasso di produzione del biogas. Mathiesen (1989) ha usato sali di calcio e magnesio per evitare la formazione di schiume ed aumentare la produzione di metano. Gaddy (1994) è inoltre riuscito a migliorare le rese ottenute dalla digestione anaerobica di substrati solidi utilizzando un agente chelante (1:2 diamminocicloesano-N, N, acido tetraacetico, EDTA, acido citrico o nitrilotriacetico NTA) in concentrazioni comprese tra 1 e 100  $\mu\text{M}$  (tipicamente 10  $\mu\text{M}$ ) ed un nutriente ( $\text{FeSO}_4$ ,  $\text{FeCl}_2$ ,  $\text{SeO}_2$  o  $\text{NiCl}_2$ ) in concentrazioni comprese tra 1 e 10  $\mu\text{M}$  con lo scopo di favorire la crescita batterica. Inoltre, l'uso di questi additivi inorganici rende meno difficoltoso e più veloce lo start up e garantisce una maggiore stabilità del processo (Castelli e Negri, 2011).

### **3.5.13 L'acido solfidrico**

La formazione di acido solfidrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ) nei reattori anaerobici è data dalla riduzione dei composti ossidati dello zolfo e dalla dissociazione degli amminoacidi solforati (cisteina, cistina e metionina). Quando la concentrazione di  $\text{H}_2\text{S}$  all'interno dei reattori è compresa tra 8 e 22  $\text{mg/kg}_{\text{ss}}$ , essa può essere considerata regolare (Castelli e Negri, 2011).

### **3.5.14 Gli altri fattori di tossicità dell'ambiente di crescita**

Problemi di inibizione microbica e congestionamento dei digestori possono essere dati dall'utilizzo delle deiezioni avicole ricche di Sali, che possono creare particolari problemi di

concentrazione in cloruro di sodio. L'eccesso di quest'ultimo può essere determinato anche dall'utilizzo di glicerina di scarsa qualità, ricca di impurità quali esteri, catalizzatori, etc., utilizzati nel processo di trans esterificazione. Una valutazione della qualità della glicerina può essere ottenuta con l'analisi dei solidi volatili (Castelli e Negri, 2011).

### **3.6 La stabilità del processo**

La stabilità del processo può essere favorita anche dalle modalità di alimentazione. Infatti per evitare eccessivi carichi unitari o carichi fluttuanti nel corso della giornata, è bene alimentare il digestore ad intervalli regolari: ad esempio ogni ora per 24 ore. Inoltre se il valore energetico delle biomasse immesse è superiore alla potenza dell'impianto, si deve bruciare in torcia il biogas prodotto in eccesso con una riduzione di efficienza sia energetica che ambientale. I valori relativi ai parametri per la valutazione della stabilità del processo di fermentazione anaerobica vanno interpretati come andamenti nel tempo:

- con tendenza all'incremento ci si trova in situazioni critiche;
- con tendenza alla diminuzione o alla stabilizzazione sono da considerarsi positivi.

Altri parametri quali il Carico Organico Volumetrico (COV) ed il Tempo medio di Residenza Idraulico (TRI) di un composto all'interno del reattore, sono da considerarsi ai fini della gestione del processo (Castelli e Negri, 2011).

#### **3.6.1 Il Carico Organico Volumetrico (COV) e il Tempo di Ritenzione Idraulico (TRI)**

Il Carico Organico Volumetrico (COV) è definito come la quantità di substrato che entra nel reattore riferita all'unità di volume del reattore stesso ed al tempo ( $\text{kg SUBSTRATO/m}^3 \text{ REATTORE giorno}$ ). Per gli impianti di tipo agro-zootecnico questo valore oscilla tra 2,5-3  $\text{kg SV/m}^3 \text{ giorno}$  COV; è calcolato sulla base del volume utile di digestore e per esprimere la concentrazione della biomassa può riferirsi a diverse unità di misura in SV (solidi volatili) o COD (domanda chimica di ossigeno). Tale parametro dipende dalle caratteristiche dell'impianto e misura la quantità di substrato alimentato in un dato tempo, per unità di volume del digestore. Deve essere il più vicino possibile alla velocità di degradazione del substrato all'interno del digestore; infatti se COV è maggiore della velocità di degradazione si ha instabilità, se è inferiore si crea una situazione di sottoalimentazione. In genere le biomasse vegetali hanno tempi di degradazione superiori ai liquami. Questo deve essere tenuto presente poiché l'ORL (parametro utilizzato per misurare la quantità di Solidi Volatili Totali (SVT) immessi nell'unità di volume del digestore nell'unità di tempo (giorno); viene quindi espresso

in:  $\text{kg SVT} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ) è in relazione al TRI. La valutazione del carico organico volumetrico, in relazione alla massima efficienza di degradazione, si stima attraverso la produzione specifica di biogas e del tempo di ritenzione. Una attenta valutazione dei piani di alimentazione fornisce indicazioni per ottimizzare le dimensioni del digestore e valutare il carico organico volumetrico giornaliero ed il tempo di ritenzione nel digestore in funzione delle caratteristiche dei substrati. Per un'efficiente produzione di biogas occorre individuare l'aumento del carico organico volumetrico, il quale corrisponde alla massima produzione di biogas espressa in termini di  $\text{m}^3$  di  $\text{CH}_4/\text{m}^3$  di digestore al giorno; tale valore deve essere in equilibrio con il tempo di ritenzione idraulico che dipende anche dal tenore in solidi volatili o di sostanza organica del mezzo. Inoltre, i tempi di ritenzione devono considerare una degradazione del substrato almeno del 75% e la presenza di eventuali ricircoli. Attualmente si assiste ad una elevata variabilità nei tempi di ritenzione degli impianti e nei carichi organici volumetrici a parità di volume dei digestori e di potenza degli stessi (Castelli e Negri, 2011).

### 3.6.2 La produzione specifica di biogas

Rappresenta la quantità di biogas che si ottiene per quantità di sostanza organica immessa nel digestore ( $\text{m}^3_{\text{BIOGAS}}/\text{kg SO di substrato}$ ). Questo parametro è solitamente usato per valutare le rese dei processi di digestione anaerobica ed è strettamente correlato alla biodegradabilità del substrato che viene immesso nel digestore (Castelli e Negri, 2011).

$$PSG = Q_{\text{BIOGAS}} / Q \cdot S$$

dove

$Q_{\text{BIOGAS}}$  = quantità di biogas prodotta giornalmente ( $\text{m}^3/\text{giorno}$ )

$Q$  = portata della quantità di ingestato ( $\text{m}^3/\text{giorno}$ )

$S$  = concentrazione dell'ingestato ( $\text{kg}_{\text{SO}}/\text{m}^3$ )

## 3.7 La resa in biogas, in biometano ed in digestato da substrati organici

Dai valori delle rese medie di biogas e metano della DA di diversi tipi di substrati organici (Al Seadi et al., 2008; CTI, 2007) si osserva una certa variabilità tra le varie materie prime: la più alta resa media di produzione di biogas ( $202 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ ) è ottenuto dall'insilato di mais, mentre il più basso ( $10 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ ) viene dai liquami. La resa media di metano di tutte le tipologie di rifiuti organici è superiore al 50%, e in 2 casi superiore al 60%, cioè per liquame suino (65%) e grano distillato (61%) (Comparetti et al., 2013a). Da una quantità di 28.500 tonnellate/anno di

biomassa in ingresso presso un impianto di digestione anaerobica, si riescono ad ottenere 1.100 tonnellate di digestato solido allo 0% di umidità (oppure 1.500 tonnellate al 25% di umidità) più 9.000 tonnellate di digestato solido al 75% di umidità e 10.000 tonnellate di digestato liquido (Agroenergia Naro S.R.L., 2013).

### **3.8 I vantaggi della digestione anaerobica**

La produzione di biogas è un ottimo modo di utilizzare i rifiuti organici per la produzione di energia, seguito dal riciclo del digestato come fertilizzante (Fig. 8). Tra i vantaggi della Digestione Anaerobica (DA), Ward et al. (2008) hanno descritto il potenziale di questo processo per ridurre l'inquinamento ambientale: l'ambiente sigillato del processo evita l'emissione di metano nell'atmosfera, mentre il metano bruciando rilascia anidride carbonica carbonio-neutrale (senza alcun effetto netto sull'anidride carbonica atmosferica e gli altri gas serra). In confronto con i combustibili fossili, il biogas contribuisce solo marginalmente all'impoverimento dell'ozono e alle piogge acide (Nath e Das, 2004). Tuttavia, la mitigazione dell'impatto può essere ridotta a causa della energia e dei materiali consumati per la coltivazione (per esempio l'insilato di mais e/o di erba e/o piante intere di grano) e il trasporto di materia prima. Emissioni aggiuntive derivano anche dal funzionamento degli impianti di produzione di biogas, l'utilizzo di biogas e il trasporto e lo smaltimento del digestato (Poeschl et al., 2012). Inoltre, una vasta gamma di materie prime, come i rifiuti agricoli, industriali e urbani, oltre a residui vegetali, possono essere utilizzati per il processo di digestione anaerobica (Khalid et al., 2011). Allo stesso tempo, il processo di digestione anaerobica fornisce biogas e fertilizzante organico o materia prima per biofertilizzanti.

I rifiuti organici aventi un basso contenuto di nutrienti possono essere degradati mediante co-digestione con altri materiali all'interno dei bioreattori anaerobici. Il processo di DA è in grado di inattivare semi di erbacce (infestanti), batteri (come *Salmonella* spp., *Escherichia coli*, *Listeria* spp.), virus, funghi e altri parassiti presenti nella materia prima e, quindi, produce un digestato più adatto a essere usato come fertilizzante (Sahlström, 2003; Strauch e Philipp, 2000). La DA consente anche una riduzione significativa di cattivi odori (fino al 80%) e un cambiamento positivo nella composizione di odori (Weiland, 2010).



Figura 8 – Spandimento del digestato liquido

### 3.9 La co-digestione anaerobica

La co-digestione anaerobica, chiamata anche "co-fermentazione", è un metodo di trattamento di rifiuti, sottoprodotti e colture, in cui differenti materie prime vengono mescolate e trattate insieme. Questa tecnologia viene applicata in maniera sempre più crescente, e al tempo stesso, su differenti substrati organici, solidi e liquidi (Agdag e Sponza, 2007; Khalid et al., 2011). La codigestione anaerobica, a causa della sinergia positiva tra materie prime aventi diversi rapporti C/N, fornisce i nutrienti deficienti per i batteri e, di conseguenza, aumenta la resa in biogas. Questo metodo viene utilizzato principalmente per il processo a “umido”, ma anche per il trattamento a “secco” (Mata-Alvarez, 2002). Molti tipi di rifiuti e sottoprodotti dell'industria alimentare (come polpe di frutta e verdura, residui di semi oleosi, generi alimentari sovrapposti) sono ideali come co-substrati per la digestione, perché queste materie prime sono normalmente prive di contaminanti, patogeni e metalli pesanti. Invece, i residui provenienti da ristoranti, mercati e aree comunali, hanno bisogno di un pre-trattamento per ridurre le dimensioni delle particelle e separare i contaminanti, che possono disturbare il processo di digestione e l'applicazione al terreno del digestato. Inoltre, devono essere pastorizzati a 70 °C per un'ora, per ridurre il contenuto dei microrganismi patogeni. L'uso delle colture energetiche dedicate è un'altra opzione interessante per la co-digestione, perché c'è la disponibilità di sufficiente terreno agricolo incolto in molti paesi europei per la loro coltivazione (Weiland, 2003). Gli effluenti di frantoio, macroalghe, rifiuti provenienti da



cucine, macelli e dall'industria di lavorazione della carne, sono stati anche studiati come co-substrati (Angelidaki e Ahring, 1997; Cecchi et al., 1993; Kübler et al., 2000; Brinkman, 1999; Mata -Alvarez et al., 2000). La co-digestione anaerobica di miscele in cui sono presenti residui dell'industria alimentare e letame animale è stata precedentemente documentata (Callaghan et al., 2002; Kaparaju e Rintala, 2003) e, di queste miscele, particolare interesse è stato mostrato per la co-digestione di liquami zootecnici e siero di latte (Gelegenis et al., 2007; Ghaly, 1996) o insilato di mais (Amon et al., 2007) o di barbabietola da zucchero (Umetsu et al., 2006). Diversi autori (Ghaly e Pyke, 1991; Lo e Liao, 1986. Yan et al., 1989) hanno documentato il trattamento anaerobico di siero di latte per la produzione di biogas. Alcuni studi hanno dimostrato che, in bioreattori da laboratorio, la codigestione di siero di latte insieme ad altri substrati (cioè insilato di mais, polpa di barbabietola, residui di carota e frazione di glicerina) può essere vantaggioso (Kacprzak et al., 2010). Nel Nord Italia gli impianti di biogas attualmente co-digeriscono reflui zootecnici insieme con colture energetiche dedicate, come il mais, mentre nel Sud Italia i futuri impianti di biogas potrebbero co-digerire sottoprodotti dell'industria alimentare, ossia sansa e acque reflue provenienti da frantoi o rifiuti solidi dal settore degli agrumi o paglia di cereali o di pollina (invece di letame), insieme a colture alternative, come la sulla (*Hedysarum coronarium*) (invece di mais) (Mattiolo, 2012a).

### **3.10La Valutazione del Ciclo di Vita (Life Cycle Assessment) applicata al processo di digestione anaerobica**

LCA è la valutazione di un sistema di produzione per il suo ciclo di vita (ISO 14040), tenendo conto delle risorse, degli input energetici e degli output generati durante il ciclo di produzione fino al termine. In altre parole LCA è un quadro di riferimento, una struttura, per stimare l'impatto ambientale del ciclo di vita di un prodotto (Rebitzer et al., 2004), ovvero dall'acquisizione delle materie prime, attraverso la produzione e le fasi di utilizzo, alla gestione dei rifiuti a fine vita. L'interpretazione della LCA è fornita da indicatori, che evidenziano l'impatto ambientale di un prodotto. In particolare, è richiesta una valutazione integrata delle opzioni tecnologiche del biogas, e questo LCA si basa su più materie prime utilizzate per il processo di DA, combinato con diverse applicazioni potenziali del biogas e con i metodi di gestione e trattamento del digestato (Poeschl et al., 2012). I digestori anaerobici sono ecologici, ma spesso costano di più rispetto alle tecnologie alternative di trattamento. Il metodo standard per l'esecuzione di tali analisi è il ciclo di valutazione (LCA) regolamentato dalla norma ISO 14040 dell'Organizzazione Internazionale di

Standardizzazione. La metodologia LCA inizia con la definizione del campo di applicazione e i confini del sistema in esame, seguita da un'analisi di inventario e di valutazione di impatto. Il risultato di una LCA è specifico per il sistema in considerazione, ma se molte analisi hanno esiti simili, una generalizzazione può essere fatta con cautela. Modelli decisionali sono stati sviluppati sulla base di risultati di LCA, per prendere decisioni di gestione dei rifiuti solidi. Diversi autori hanno studiato gli impatti ambientali ed economici complessivi di digestione anaerobica con la metodologia LCA. Tutti gli studi hanno trovato che la DA produce meno inquinamento dell'aria e dell'acqua rispetto al compostaggio aerobico o il conferimento in discarica di FORSU. Uno studio turco (Deublein e Steinhauser, 2008) ha confrontato cinque scenari di trattamento dei rifiuti applicabili ad una regione, uno dei quali ha incorporato la DA. I restanti scenari hanno coinvolto una serie di impianti di recupero dei materiali e la separazione alla fonte di sostanze organiche per il compostaggio domestico. In questo studio, la necessità di trasportare i rifiuti da siti di raccolta all'impianto di trattamento appropriato ha fortemente influenzato il consumo energetico e le emissioni dello scenario. Ciò ha portato ad un aumento del consumo di energia per lo scenario DA. Tuttavia, il potenziale di riscaldamento globale dello scenario DA era quasi la metà di quella degli altri scenari. Una valutazione approfondita dell'impatto ambientale di una configurazione di trattamento RSU che incorpora DA deve prendere in considerazione le emissioni durante il trattamento post-digestione, la necessità di trasporto, di movimentazione dei materiali e apparecchiature per il trattamento, e la necessità di un ulteriore trattamento di eventuali acque reflue prodotte (Poeschl et al., 2012).

### **3.11 Gli utilizzi del biogas e del digestato**

Immediatamente dopo la produzione, il biogas deve essere raffreddato, sgocciolato (scolato) e asciugato e solitamente pulito, a causa del suo contenuto di acido solfidrico ( $H_2S$ ) (Holm-Nielsen et al., 2009). Al giorno d'oggi la rimozione di  $H_2S$  è condotta principalmente attraverso una desolforazione biologica (Schneider et al., 2002). I livelli di contenuto di  $H_2S$  nel biogas con più di 300-500 ppm danneggiano l'apparecchiatura di conversione dell'energia (Holm-Nielsen and Al Seadi, 2004). Il trattamento di pulizia biologica riduce il contenuto di acido solfidrico ad un livello inferiore a 100 ppm (Holm-Nielsen et al., 2009). Sia il biogas tal quale che quello trattato possono essere utilizzati in diversi modi. Il biogas è un gas combustibile, che è generalmente utilizzato come fonte di co-generazione, detta anche CHP produzione, per la produzione simultanea di energia elettrica e calore (Ward et al., 2008), mediante motori a gas o a doppio combustibile. Le microturbine a gas e a celle a combustibile

sono alternative alla co-generazione. Le micro turbine a gas consentono un basso rendimento elettrico (25-31%), ma elevata flessibilità di carico e lunghi intervalli di manutenzione. Un vantaggio importante di questo uso, rispetto ai motori reciproci, è la disponibilità del calore di scarico esausto (avendo ancora almeno 270 °C dopo il calore recuperato), che potrebbe essere utilizzato per la produzione di vapore in altri processi (Schmid et al., 2005). Le celle a combustibile permettono una maggior efficienza elettrica, ma necessitano di una pulizia efficiente del gas, in quanto i catalizzatori utilizzati sono molto sensibili alle impurità (Ahrens e Weiland, 2007). I vari tipi di celle a combustibile funzionano a temperature molto variabili, da 80 a 800 °C. Tuttavia, i costi di investimento relativi a queste due tecnologie sono molto più alti di quello della co-generazione. L'iniezione del biogas nella rete del gas naturale e/o il suo utilizzo come carburante per autotrazione, sono diventati sempre più importanti, perché queste applicazioni rendono il biogas stesso utilizzabile durante tutto l'anno, con conseguente maggiore efficienza energetica. In molti Paesi europei l'accesso alla rete del gas naturale è garantita da norme statali. Paesi come la Germania, la Svezia e la Svizzera hanno definito gli standard di qualità per l'iniezione del biogas nella rete del gas naturale. Infatti, tutti gli agenti inquinanti del gas, come l'anidride carbonica, devono essere rimossi e il gas deve avere un contenuto di metano superiore al 95%, al fine di soddisfare i requisiti di qualità dei diversi apparecchi a gas. Per assicurare che il biometano non contenga batteri e muffe, che potrebbero provocare rischi inaccettabili per la salute umana e le attrezzature, viene suggerita l'applicazione di filtri HEPA (dall'inglese High Efficiency Particulate Air filter), ovvero un particolare sistema di filtrazione ad elevata efficienza di fluidi (liquidi o gas), composto da foglietti filtranti di microfibre (generalmente in borosilicato) assemblati in più strati, separati da setti in alluminio. I foglietti filtranti in microfibra hanno il compito di bloccare le particelle solide inquinanti (o particolato) presenti nella corrente fluida da trattare che possono essere infatti nocive per la salute oppure possono pregiudicare la qualità del prodotto finale che si desidera ottenere. I filtri HEPA fanno parte della categoria dei cosiddetti "filtri assoluti" poiché hanno una elevata efficienza di filtrazione.

L'utilizzo del metano nel settore dei trasporti è molto diffuso in Svezia e Svizzera. Il biogas viene immagazzinato alla pressione di 200-250 bar in bombole (Weiland, 2010). Varie tecnologie possono essere applicate per aumentare il contenuto di metano del biogas (Persson et al., 2006). I metodi più comuni per la rimozione dell'anidride carbonica dal biogas sono il lavaggio con acqua o solventi organici, come il glicole polietilene (Kapdi et al., 2005), così come l'assorbimento a pressione battente, l'uso di carbone attivo o setacci molecolari (Schulte-Schulze Berndt, 2005). Il lavaggio chimico per mezzo di ammine alcanoli come

monoetanolammina o dimetiletanolammina, così come le tecnologie a membrana e la separazione criogenica a bassa temperatura, sono meno frequentemente utilizzati. Durante la rimozione del biossido di carbonio dal flusso di gas, piccole quantità di metano sono anche rimosse. Queste perdite di metano devono essere tenute basse per ragioni sia ambientali che economiche, dal momento che il metano è un gas serra 23 volte più forte della CO<sub>2</sub> (Weiland, 2010).

Il digestato può essere dosato con precisione e integrato in un piano di fertilizzazione (Fig. 9 e 10), al fine di ridurre la richiesta di ulteriori fertilizzanti azotati minerali. Infatti, la DA contribuisce anche alla riduzione significativa di cattivi odori e cambia positivamente la composizione degli odori (Weiland, 2010). L'applicazione del digestato come fertilizzante migliora la sicurezza veterinaria, rispetto alla applicazione del letame e liquame non trattato. Per diventare adatto all'uso come fertilizzante, il digestato viene sottoposto ad un processo di risanamento controllato (Al Seadi et al., 2008). In funzione del tipo di materia prima agricola utilizzata, il risanamento igienico può essere fornito dal processo di DA stesso, attraverso un tempo minimo garantito di ritenzione idraulica del substrato all'interno del bioreattore, a temperatura termofila, o può essere effettuata in una fase separata, mediante pastorizzazione o sterilizzazione sotto pressione. Il processo di DA è anche in grado di disattivare semi di piante infestanti, batteri, virus, funghi e altri parassiti presenti nella materia prima e, quindi, rendere il digestato più adatto per l'uso come fertilizzante (Sahlström, 2003; Strauch e Philipp, 2000). In alcuni Paesi europei, il digestato deve essere conservato all'interno di vasche coperte (Palm, 2008). Il rivestimento dei serbatoi di stoccaggio offre l'opportunità di ridurre le emissioni gassose nell'atmosfera (Menardo et al., 2011) e di catturare il metano residuo nel digestato (Kaparaju e Rintala, 2003). Infatti, un resa supplementare di metano del 15% è stata misurata durante la fase di post-metanizzazione del digestato (Weiland, 2003). Döhler et al. (2009) hanno stimato che la fase di stoccaggio del digestato conti per circa il 27% delle emissioni globali di CO<sub>2</sub>eq generate durante il processo di DA.



Figura 9 – Digestato solido pronto per lo spandimento



Figura 10 – Spandimento del digestato solido in post-raccolta

### **3.12 Le prospettive della digestione anaerobica**

I combustibili fossili sono risorse limitate, concentrate in poche aree geografiche della Terra. Questo genera, per i paesi al di fuori di questi ambiti, uno stato permanente di dipendenza dalle importazioni di energia. La maggior parte dei paesi europei è fortemente dipendente dai combustibili fossili importati da regioni ricche di fonti di combustibili fossili, come la Russia e il Medio Oriente. Lo sviluppo e l'implementazione di fonti energetiche rinnovabili, come il biogas da DA, sulla base delle biomasse nazionali e regionali, aumenterà la sicurezza dell'approvvigionamento energetico nazionale e ridurrà la dipendenza dai combustibili importati.

La lotta al riscaldamento globale è una delle principali priorità delle politiche energetiche e ambientali europee. La produzione e l'utilizzo di biogas da DA ha il potenziale di soddisfare, al tempo stesso, tutti i tre gli obiettivi principali del pacchetto clima ed energia dell'UE per il 2020: ridurre le emissioni di gas serra del 20%, migliorare l'efficienza energetica del 20 %, generare il 20% del consumo di energia da fonti energetiche rinnovabili. La maggior parte dell'energia rinnovabile sarà prodotta dall'agricoltura e dalle foreste europee, attraverso la conversione della biomassa in biocarburanti gassosi, liquidi e solidi (Comparetti et al., 2013a). Il ciclo di DA è un sistema integrato di utilizzo delle risorse, trattamento dei rifiuti organici, riciclo e redistribuzione dei nutrienti, generando benefici agricoli e ambientali interconnessi, come la produzione di energia rinnovabile, il riciclaggio dei rifiuti organici a basso costo rispettoso dell'ambiente, minori emissioni di gas serra, riduzione degli agenti patogeni attraverso la sanificazione igienico-sanitaria, maggiore efficienza di fertilizzazione, minore fastidio di odori, e vantaggi economici per gli agricoltori. Il successo della DA deriverà dalla disponibilità a basso costo di una vasta gamma di forme di biogas, che possono essere utilizzate per la produzione di calore, vapore, elettricità e idrogeno e come carburante per veicoli (biometano). Inoltre, il processo di DA può essere implementato, su piccole e grandi scale, in qualsiasi parte del mondo, utilizzando molte materie prime diverse, ad esempio colture, erba, foglie di piante, deiezioni animali, scarti di frutta e verdura, e le alghe (Comparetti et al., 2013a).

La DA, quindi, può giocare un ruolo molto importante per affrontare le sfide energetiche delle future generazioni. Al fine di garantire uno standard europeo unificato e, attraverso questa norma, la stessa qualità e misure di sicurezza in tutta l'Europa, è stato adottato un regolamento comunitario "che stabilisce le norme sanitarie relative ai sottoprodotti di origine animale non destinati al consumo umano" (Commission of the European Communities, 2002). Lo scopo di questo regolamento è quello di promuovere il trattamento biologico dei rifiuti organici nei paesi europei, armonizzando le misure e le norme nazionali sulla gestione dei rifiuti organici, al fine di prevenire l'impatto ambientale negativo e garantire che il riciclaggio di rifiuti organici trattati e non trattati risulti in un miglioramento dell'agricoltura (Holm-Nielsen et al., 2009).

## Capitolo 4. La valorizzazione energetica delle biomasse

### 4.1 La disponibilità e le caratteristiche delle biomasse

Secondo il Catalogo Europeo dei Rifiuti, in Europa le categorie di biomassa più comunemente utilizzate per la produzione di biogas sono letame, liquami, residui colturali e altri sottoprodotti agricoli, rifiuti organici digeribili dell'industria alimentare (di origine vegetale e animale), FORSU e la frazione organica da ristorazione (di origine vegetale e animale), fanghi di depurazione e di colture energetiche dedicate (come il mais, il sorgo, il trifoglio) (Al Seadi et al., 2008). La composizione chimica del biogas e la resa di metano dipendono dal tipo di materia prima, l'attrezzatura della digestione e il tempo di ritenzione idraulica, che è il periodo durante il quale il bioreattore viene riempito della materia prima (Weiland, 2010).

In anni recenti, una nuova categoria di materia prima per la DA è stata testata in molti Paesi. Colture energetiche come le piante erbacee (erba, mais e colza) e arboree (salice, pioppo e quercia), sono state appositamente coltivate per la produzione di energia (biogas). Tuttavia, le colture legnose necessitano di un pre-trattamento speciale di delignificazione prima della DA (Al Seadi et al, 2008.), in quanto tendono ad avere alto contenuto di cellulosa o lignina: il pre-trattamento può rompere questi polimeri fisicamente, termicamente e/o chimicamente. Il pre-trattamento termico provoca idrolisi termica e, quindi, aumenta la produzione di metano. Gli additivi possono aumentare il tasso di produzione di un bioreattore o la velocità di start-up, ma il loro costo supplementare deve essere sempre bilanciato dalla maggiore efficienza del processo. Il trattamento con alcali può essere vantaggioso quando si usano materiali vegetali per la DA (Ward et al., 2008).

Il biogas è generalmente costituito da una miscela di metano ( $\text{CH}_4$ ) (48-65%), anidride carbonica ( $\text{CO}_2$ ) (36-41%), azoto (fino al 17%), ossigeno (inferiore all'1%), solfuro di idrogeno ( $\text{H}_2\text{S}$ ) (32-169 ppm) e tracce di altri gas (Ward et al., 2008). Il digestato è il substrato decomposto, ricco di macro e micronutrienti e, quindi, adatto per l'uso come fertilizzante vegetale o materia prima per biofertilizzanti (Comparetti et al., 2013a).

La maggior parte degli impianti di digestione anaerobica attualmente presenti sul territorio nazionale viene alimentata con colture energetiche quali insilati di mais, sorgo, girasole e triticale che, oltre a comportare elevati costi di approvvigionamento, pongono questa tecnologia al centro di un sempre crescente dibattito in merito all'opportunità di impiegarle a fini energetici anziché alimentari. Per tali ragioni si è alla ricerca di soluzioni che consentano di contenere i costi legati all'approvvigionamento delle biomasse per l'alimentazione dei

digestori e, allo stesso tempo, che non presentino il problema della competizione tra colture energetiche ed alimentari.

Tra le possibili soluzioni rientrano la valorizzazione dei reflui zootecnici (che, allo stato attuale, rappresentano mediamente il 50% della miscela di alimentazione dei digestori) e l'utilizzo di sottoprodotti provenienti dal settore agro-industriale (paglie, stocchi di mais, residui dell'industria conserviera, etc.). Secondo una stima dell'ITABIA (2008), sul territorio nazionale è disponibile una notevole quantità sia di reflui zootecnici (circa 300 milioni di tonnellate l'anno), sia di sottoprodotti di origine agricola. La produzione di questi ultimi (tab. 3) è stata stimata in oltre sei milioni di tonnellate di sostanza secca all'anno, cui si sommano ulteriori quattro milioni di tonnellate provenienti da biomasse di scarto del settore agro-alimentare.

**Tabella 3 – Disponibilità nazionale annua di sottoprodotti agricoli utilizzabili per la digestione anaerobica**

| <b>Comparto agricolo</b>                      |                                     | <b>kt s.s./anno</b> |
|-----------------------------------------------|-------------------------------------|---------------------|
| Cerealicoltura                                | Paglie, frumento, riso, orzo, avena | 2.600               |
|                                               | Stocchi di mais                     | 3.100               |
| <b>Industria alimentare di trasformazione</b> |                                     |                     |
| Zuccheri                                      | Melasso, polpe secche, melme        | 1.570               |
| Pomodori                                      | Bucce e semi                        | 135                 |
| Agrumi                                        | Pastazzo                            | 210                 |
| Molitoria                                     | Cruscamì                            | 185                 |
| Riso                                          | Lolla, pula, farinaccio             | 520                 |
| Vinicola                                      | Raspi, bucce, vinacce               | 300                 |
| Olivicola                                     | Sanse                               | 750                 |
| <b>Totale</b>                                 |                                     | <b>9.320</b>        |

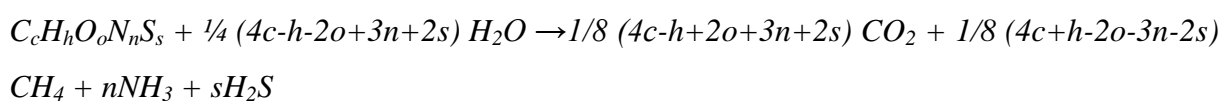
Tuttavia, a dispetto delle considerevoli quantità di reflui zootecnici e sottoprodotti agro-industriali, va sottolineato che questi ultimi spesso presentano caratteristiche fisico chimiche tali da renderli scarsamente fermentescibili. La produttività delle biomasse in termini di biogas e metano, infatti, dipende strettamente dal loro contenuto in solidi volatili (SV) che ne esprimono il tenore in sostanza organica. Quest'ultima è costituita da numerosi composti aventi diverso livello di degradabilità in ambiente anaerobico e differente potenzialità produttiva in termini di biogas e metano (tab. 4). In particolare, i composti organici caratterizzati da legami deboli e catene corte - come i mono e i disaccaridi - sono di più semplice e rapida degradazione, mentre quelli complessi e caratterizzati da legami forti e catene lunghe, come le fibre, richiedono più tempo e maggiore energia per essere digeriti (Balsari et al., 2011). Nella tabella 4 la produzione teorica di biogas è espressa come NL/kg



SV, ovvero in normal litri (NL) (riferite, cioè, a condizioni di temperatura e pressione standard) per kg di solidi volatili (SV), che rappresenta la frazione organica della biomassa.

La produzione potenziale di biogas e metano delle biomasse può essere calcolata empiricamente utilizzando opportuni algoritmi sviluppati inizialmente da Symons e Buswell (1933) e messi a punto in un secondo tempo da Boyle (1977).

Conoscendo la composizione elementare delle biomasse in termini di carbonio, azoto, zolfo e idrogeno, ed applicando – a titolo di esempio – la seguente formula, dove *c*, *h*, *o*, *n*, e *s* rappresentano il numero di moli dell'elemento chimico:



è possibile stimare la composizione teorica del biogas producibile dalla biomassa esaminata. Tuttavia, tale algoritmo non consente di stimare la produzione specifica di metano delle biomasse esaminate (Amon et al., 2007). Ciò è da imputarsi alla complessità strutturale delle molecole che ne costituiscono la frazione organica: in alcuni casi è la presenza di legami molto stabili a determinare la scarsa digeribilità della frazione organica, in altri è la presenza di una sorta di barriera a rendere inaccessibili ai microrganismi le componenti della sostanza organica più facilmente digeribili. Alcuni composti strutturali, con particolare riferimento alla lignina, sono elementi chiave nella definizione della digeribilità delle biomasse (Sherer, 2002). Quest'ultima è un polimero organico complesso, composto principalmente da composti fenolici, ed estremamente affine alla frazione fibrosa (emicellulosa e cellulosa) presente nella sostanza organica. A seguito di questa affinità, la lignina tende a legarsi alle fibre tramite legami ligno-cellulosici decisamente stabili e a disporsi intorno ad esse ricoprendole quasi completamente. Tale struttura, definita ligno-cellulosica, rende la frazione fibrosa delle biomasse pressochè inaccessibile e quindi molto difficilmente degradabile da parte della microflora (Balsari et al., 2011).

**Tabella 4 – Produzione teorica di biogas di alcuni composti organici (dati pubblicati su VDI 4630, 2006)**

| Componente organica | Produzione teorica di biogas NL/kg SV |
|---------------------|---------------------------------------|
| Carboidrati         | 750                                   |
| Grassi              | 1390                                  |
| Proteine            | 800                                   |

#### **4.1.1 La struttura ligno-cellulosica**

I composti ligno-cellulosici sono costituiti prevalentemente da 3 tipi di polimeri: cellulosa, emicellulosa e lignina, tra di loro legati a formare una sorta di gomitolo la cui porzione più esterna è costituita dalla lignina. La cellulosa è una molecola organica costituita da una parte con struttura organizzata cristallina e da una con struttura amorfa. Queste ultime sono unite tra di loro da legami idrogeno, formando delle fibrille, ciascuna contenente centinaia di molecole di glucosio.

L'emicellulosa è un polisaccaride complesso a struttura ramificata, scarsamente solubile, strettamente associato alla cellulosa e costituito da diversi polimeri tra i quali esosi, pentosi e zuccheri acidi. L'emicellulosa, la cui componente principale è lo xilano, crea una connessione tra la cellulosa e la lignina donando al composto ligno-cellulosico maggiore resistenza e rigidità. La solubilizzazione dell'emicellulosa in acqua avviene a partire da 180°C in condizioni di neutralità, sebbene sia stato dimostrato che già a 150°C una parte dell'emicellulosa solubilizzi (Garrote et al., 1999). L'emicellulosa è il composto più facilmente estraibile tra le componenti del legame ligno-cellulosico.

La lignina, infine, è un pesante e complesso polimero organico costituito principalmente da composti fenolici. Svolge in tutti i vegetali la funzione di legare e cementare tra loro le fibre per conferire ed esaltare la compattezza e la resistenza della pianta. La lignina è anche conosciuta come materiale incrostante, poiché ricopre le fibre. Pertanto, i procedimenti di estrazione della cellulosa da un vegetale richiedono un attacco della lignina per disgregarne la molecola e allontanarne i frammenti mediante dissoluzione. La lignina, come l'emicellulosa, in genere inizia a solubilizzare nell'intorno di 180°C in ambiente neutro. Biomasse particolarmente ricche di legami ligno-cellulosici sono, a titolo di esempio, alcuni sottoprodotti vegetali quali le paglie, gli stocchi di mais, i raspi di uva, ma anche gli effluenti zootecnici quali il letame, o le frazioni solide ottenute da separazione meccanica del liquame. Sebbene le tipologie di biomassa precedentemente ricordate possano risultare scarsamente produttive alla luce della difficile degradabilità della loro frazione organica, esiste la possibilità di sottoporle a pretrattamenti in grado di spezzarne i legami ligno-cellulosici e, quindi, di incrementarne la produttività in biogas. Tuttavia, sebbene l'incremento di produttività sia senz'altro l'obiettivo primario dei pretrattamenti, non vanno dimenticati alcuni loro benefici indiretti sull'efficienza generale del processo di digestione anaerobica. La variazione della struttura delle biomasse in termini sia fisici (riduzione della pezzatura) sia

chimici (semplificazione molecolare), infatti, consente di rendere la fase di alimentazione dei digestori più agevole, di ridurre i consumi energetici relativi alla miscelazione del materiale in corso di digestione, oltre che di contenere la formazione di crosta superficiale all'interno dei reattori (Balsari et al., 2011).

## **4.2 I pretrattamenti dei substrati**

Nel corso degli anni sono state condotte numerose ricerche sui pretrattamenti dei substrati ligno-cellulosici nel campo della produzione del biogas, in quello dell'etanolo, del biodiesel e, più recentemente, dell'idrogeno. Tuttavia, i risultati dei pretrattamenti dipendono in larga parte dalle modalità operative adottate (tipologia di trattamento, durata, intensità) e dalle caratteristiche fisico chimiche delle biomasse. La possibile formazione di composti inibitori nel corso del processo è un aspetto di estrema rilevanza dal momento che, come ampiamente dimostrato in numerose sperimentazioni, può portare ad una riduzione (anziché ad un aumento) della resa in biogas delle biomasse e va, pertanto, attentamente analizzato.

I pretrattamenti che possono essere impiegati per incrementare la produttività delle biomasse possono essere schematicamente classificati in: fisici, chimici e biologici (Balsari et al., 2011).

### **4.2.1 Pretrattamenti fisici**

Basati sulla riduzione delle dimensioni o della complessità molecolare delle biomasse, i trattamenti fisici sono volti a facilitare l'attività degradativa dei microrganismi. In tale categoria rientrano trattamenti di tipo meccanico, termico, o che prevedono l'impiego di ultrasuoni e campi magnetici. Utilizzati singolarmente, o combinati tra loro, hanno come obiettivo quello di aggredire il complesso ligno-cellulosico delle biomasse e di ridurre il livello di polimerizzazione (Balsari et al., 2011).

### **4.2.2 Pretrattamenti meccanici**

Esistono vari tipi di trattamenti meccanici, il cui scopo consiste nel ridurre le dimensioni delle biomasse e, contestualmente, nel semplificare la composizione delle molecole organiche riducendone il livello di polimerizzazione (Palmowski e Muller, 1999). La riduzione meccanica delle dimensioni delle matrici si traduce, inoltre, nell'incremento della superficie di attacco disponibile per i microrganismi, che favorisce l'idrolisi della sostanza organica con una riduzione fino al 60% dei tempi di digestione (Delgenès et al., 2002). I pretrattamenti

meccanici possono comportare un grossolano sminuzzamento della biomassa tramite trinciatura, o una sua polverizzazione tramite molitura. In linea generale, maggiore è lo sminuzzamento della biomassa, più rapido ed efficiente risulta il processo di idrolisi della sostanza organica in essa contenuta.

I pretrattamenti meccanici, quando non siano eseguiti in combinazione con altre tipologie di trattamento, hanno l'evidente vantaggio di non indurre la formazione di prodotti secondari inibitori. Tuttavia, a seconda dell'intensità del trattamento, possono comportare un elevato dispendio energetico e, di conseguenza, non risultare sempre economicamente vantaggiosi. Inoltre, a differenza dei pretrattamenti chimici, quelli meccanici non consentono la rimozione della frazione lignificata della biomassa che riduce significativamente l'azione dei microrganismi (Zheng et al., 2009). Tra i pretrattamenti meccanici ad oggi più diffusi si ricordano la molitura e l'estrusione.

#### **4.2.2.1 Molitura**

La molitura, tra tutti i trattamenti meccanici, è quello che comporta il maggior grado di sminuzzamento delle biomasse. Tale aspetto è di primaria importanza ai fini dell'aumento delle rese in biogas poiché, come precedentemente ricordato, maggiore è la superficie specifica della biomassa, maggiore è l'efficienza del processo idrolitico. I dispositivi utilizzati per la molitura sono numerosi e si differenziano in funzione dell'organo sminuzzatore: mulini a palle (o anche mulino a biglie o a sfere), a martelli, a compressione, etc. Il livello di sminuzzamento delle biomasse dipende dalla tipologia di mulino utilizzato, dalla dimensione e dalla forma degli elementi macinanti, oltre che dalla loro velocità di rotazione e distanza relativa. Fra le diverse attrezzature a disposizione, quelle che trovano maggiore applicazione nel campo del trattamento delle biomasse da utilizzare in un digestore anaerobico sono i mulini a palle e quelli a martelli. Quest'ultima tipologia di mulino è, in genere, impiegata per la molitura di materie prime con un tenore di umidità non superiore al 12-14%. La sua capacità di lavoro può variare da 10 a 80 t di biomassa/ora in funzione delle dimensioni della bocca di carico (quest'ultima variabile tra 400 e 1500 mm di larghezza). Le potenze impiegate sono comprese tra i 75 e i 250 kW. Tuttavia, sebbene tramite molitura la superficie di contatto tra microrganismi e biomassa sia minimizzata, va sottolineato come questo tipo di trattamento risulti solo applicabile a biomasse pre-essiccate a fronte di considerevoli richieste energetiche (Balsari et al., 2011).

#### **4.2.2.2 Estrusione**

Gli estrusori (o bioestrusori) sono dispositivi attraverso i quali la biomassa viene compressa, miscelata e fatta fuoriuscire da piccoli orifizi così da spezzettarla e sfibrarla completamente. Gli estrusori possono essere monovite e bivate. Nel primo caso sono composti da una vite senza fine che ruota all'interno di un cilindro di acciaio in cui è presente la biomassa che viene miscelata, sfibrata e spinta verso il foro di uscita. Gli estrusori bivate sono più complessi e costituiti da due viti senza fine compenetranti che possono ruotare in senso concorde o discorde. La distanza tra le due viti può essere modificata in modo tale da rendere la compressione della biomassa ed il livello di estrusione più o meno intenso. La bioestrusione è uno dei pochi pretrattamenti delle biomasse ad essere già stato industrializzato. In commercio esistono, infatti, bio-estrusori concepiti per biomasse organiche quali la paglia di cereali, stocchi di mais, etc., da inviare alla digestione anaerobica.

L'impiego di queste macchine ha evidenziato la possibilità di incrementare la produttività delle biomasse in ingresso al digestore. In particolare, nel caso dell'insilato di erba è stato riscontrato un aumento di circa il 26% della produzione di metano, per l'insilato di mais un incremento pari a circa il 14%, per la paglia di riso di oltre il 22%. I fabbisogni energetici per questa operazione dipendono dall'umidità della biomassa e sono compresi tra 5 e 80 kWh/t di biomassa trattata (Balsari et al., 2011).

#### **4.2.2.3 Irraggiamento ad elevata energia**

Il potenziale produttivo delle biomasse può essere aumentato tramite metodi di irraggiamento ad ultrasuoni (Imai et al., 2004), microonde (Kitchaiya et al., 2003; Ma et al., 2009), raggi gamma (Yang et al., 2008) e forze elettrocinetiche. Tuttavia, come sottolineato da alcuni autori (Zheng et al., 2009) tali tipologie di pretrattamento risultano di difficile applicazione poiché dispendiosi dal punto di vista energetico ed i risultati sono strettamente dipendenti dal tipo di substrato (Dunlap e Chang, 1980).

#### **4.2.2.4 Ultrasonificazione**

Il trattamento con ultrasuoni (o ultrasonificazione) viene effettuato irradiando la biomassa con ultrasuoni a bassa frequenza per mezzo di sonotropi. Come sottolineato da Lehne et al. (2001), l'ultrasonificazione consiste in una complessa serie di reazioni meccaniche, chimiche e termiche tra di loro concatenate. Il trattamento ha come effetto principale quello di causare un repentino abbassamento della pressione dei liquidi investiti dalle onde sonore con la conseguente formazione di bolle di cavitazione. Queste ultime crescono di diametro fino a

collassare e ad esplodere violentemente una volta raggiunta la loro dimensione critica determinando un notevole rilascio di energia (Gogate, 2002). Il collasso cavitazionale produce un incremento della temperatura e della pressione sulla superficie tra fase liquida e gassosa, a cui segue una disgregazione delle pareti cellulari (Navaneethan, 2007), ma anche la formazione di radicali (Balsari et al., 2011).

Gli ultrasuoni provocano la solubilizzazione dei materiali polimerici extra-cellulari e delle membrane cellulari dei microrganismi, a seguito del raggiungimento di temperature e pressioni molto elevate. Questo può indurre un aumento della frazione organica solubile di circa 6 volte e quindi un incremento della produzione di biogas variabile dal 10% al 60% (Perez-Elvira et al., 2006). I principali parametri caratteristici della sonicazione sono la potenza, la frequenza e la durata del trattamento. Come riportato da Tiehm et al. (2001), le forze meccaniche sono più efficienti quando gli ultrasuoni operano a frequenze inferiori a 100kHz. All'interno di un range di sonicazione compreso tra 41 e 3217 kHz, i migliori risultati di solubilizzazione sono stati ottenuti alle frequenze più basse. Gli stessi autori hanno inoltre evidenziato che, maggiore è la durata del trattamento, maggiore è la frazione solubile che si ottiene. Con un trattamento di 150 minuti l'incremento della degradazione della biomassa è del 23,7%, mentre se la durata del trattamento è di soli 60 minuti tale incremento si riduce al 13,1% ed è nullo se si opera per soli 7,5 minuti. Tuttavia, a fronte dei considerevoli incrementi produttivi ottenibili, tale tecnologia risulta estremamente impegnativa in termini di costi energetici e di investimento, con tempi di payback superiori ai tre anni (Apul e Sanin, 2010).

#### **4.2.2.5 Forze elettrocinetiche**

Le forze elettrocinetiche che si creano all'interno di un campo magnetico ad alto voltaggio sono in grado di destabilizzare le membrane cellulari di una biomassa; questi campi possono essere generati attraverso elettrodi ad elevata differenza di potenziale. Tale processo incrementa la porosità della membrana cellulare e le sostanze contenute all'interno della cellula vengono liberate e rese disponibili per i batteri anaerobici. Affinchè il trattamento sia efficace la biomassa deve restare all'interno del campo magnetico per periodi compresi tra 4 e 12 ore, in funzione della quantità di biomassa che si intende trattare. Non è consigliato trattare quantitativi troppo elevati di biomassa (superiori a 40 m<sup>3</sup>/h), per evitare di avere tempi di permanenza all'interno del campo magnetico troppo lunghi. Con tale pretrattamento, è stato possibile ottenere un incremento medio del 18% della produzione di biogas (Balsari et al., 2011).

### **4.2.3 Pretrattamenti termici**

I trattamenti termici consistono nel sottoporre le biomasse a temperature elevate, in ambiente umido. Con il pretrattamento termico, una parte dell'emicellulosa idrolizza e forma acidi, che appaiono essere catalizzatori della sua ulteriore idrolisi. Quando il trattamento termico viene effettuato a 160°C si ottiene la solubilizzazione della lignina. I composti prodotti sono principalmente fenoli che, in molti casi, possono essere inibitori o tossici nei confronti dei batteri, dei lieviti e dei metanigeni, soprattutto quando si opera in ambienti acidi (Ramos, 2003). Non è mai consigliato operare con temperature superiori a 250°C, in quanto potrebbero verificarsi reazioni di pirolisi. Con il pre-trattamento termochimico si utilizza invece una combinazione di calore e di sostanze chimiche, in modo da ridurre la dimensione delle particelle e, quindi, aumentare la solubilizzazione. In base al Regolamento UE sui sottoprodotti di origine animale si necessita di granulometria inferiore a 12 mm per la sanificazione, mediante riscaldamento a 70 °C per un'ora, che ha avuto successo nel ridurre gli agenti patogeni, come *Salmonella* spp., a livelli non rilevabili (Paavola et al., 2006 ). Tuttavia, il pre-trattamento delle materie prime può aumentare la produzione di biogas, ridurre i solidi volatili (Tiehm et al., 2001) e aumentare la solubilizzazione (Tanaka et al., 1997). La DA di materie prime biologiche trasforma la materia organica in biogas e digestato (Tani et al, 2006; Zhang et al, 2007).

#### **4.2.3.1 Steam explosion (SE)**

La steam explosion, anche chiamata autoidrolisi, è uno dei trattamenti termici delle biomasse ligno cellulosiche più utilizzati e, conseguentemente, studiati a livello internazionale (McMillan, 1994; Chandra et al., 2007; Hsu, 1996). La biomassa viene posta in un contenitore e trattata con vapore ad elevata temperatura (fino a 240°C) e pressione (>10 bar) per andare in ebollizione fintanto che – al termine della fase di riscaldamento – quest'ultima viene portata repentinamente al valore atmosferico inducendo una decompressione esplosiva delle cellule. Numerosi autori hanno dimostrato che con la steam explosion la produttività in termini di biogas e metano di diverse biomasse quali paglie di cereali (Petersson et al., 2007), insilati (Schumacher et al., 2007) e reflui organici (Schieder et al., 2000) può essere significativamente aumentata. In particolare, Grous et al. (2003) hanno evidenziato che con la SE è possibile incrementare la digeribilità della biomassa fino a sei volte. Il positivo effetto della SE consiste nel rimuovere gran parte dell'emicellulosa e nella solubilizzazione della lignina favorendo, così, l'accesso dei batteri alla cellulosa (Zheng et al., 2009). La SE può però indurre la formazione di composti, quali il furfurolo e composti fenolici solubili, che

possono inibire la produzione di metano. E' stato comunque dimostrato che i batteri metanigeni sono in grado di adattarsi a tali composti, se presenti in concentrazioni non elevatissime. (Fox et al., 2003). La temperatura del vapore e la durata del pre-trattamento vanno scelte in funzione del tipo di biomassa che si intende trattare, della sua pezzatura e del contenuto in umidità (Ballesteros et al., 2008). Alcune esperienze (Lawther et al., 1996) hanno, tuttavia, evidenziato che valori troppo bassi sia della pressione che della temperatura (2 bar, 120°C) non forniscono un significativo effetto su alcune biomasse particolarmente recalcitranti come la paglia di frumento, anche quando il trattamento si prolunga nel tempo (durata di oltre 5 h).

#### **4.2.3.2 Pressure Cooking (PC)**

Questo trattamento è simile alla SE, tuttavia, al posto del vapore viene impiegata acqua calda che porta la biomassa ad alta temperatura e ad elevati valori di pressione. In questo modo è possibile solubilizzare prevalentemente l'emicellulosa, al fine di rendere la cellulosa più accessibile ed evitare la formazione di composti inibitori del processo di digestione anaerobica. Per ottenere quest'ultimo scopo, è tuttavia consigliato anche mantenere un ambiente acido (Mosier et al., 2005) durante il trattamento, sebbene nella maggior parte dei casi non siano impiegati acidi.

La PC si differenzia dalla SE per il minore quantitativo di prodotti solubilizzati (Bobleter, 1994). Questo è probabilmente causato dalla maggiore quantità di acqua presente nella PC, rispetto alla SE. Weil et al. (1998) hanno evidenziato che con questo pre-trattamento si può incrementare la digeribilità della biomassa fino a 5 volte, mentre Mosier et al. (2005) hanno evidenziato una dissoluzione del 50% della componente fibrosa del mais in soli 20 minuti, operando a 160°C con pH superiori a 4.0.

#### **4.2.4 Pretrattamenti chimici**

I pretrattamenti chimici sono, tra tutte le tipologie di trattamento, quelli meglio conosciuti. Ampiamente studiati, sono utilizzati nel settore cartario per la delignificazione della biomassa. Il loro principale obiettivo è quello di migliorare la biodegradabilità della cellulosa attraverso la rimozione delle lignina e/o delle emicellulose, oltre che quello di ridurre il livello di polimerizzazione della componente cellulosica (Zheng et al., 2009). I trattamenti chimici prevedono l'impiego di basi (NaOH, CaOH, NH<sub>3</sub>) o acidi (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, HNO<sub>3</sub>) in concentrazioni tali da spezzare i legami lignocellulosici e, quindi, incrementare la degradabilità della sostanza organica. I trattamenti chimici possono essere impiegati singolarmente, oppure in



combinazione con trattamenti fisici, quali quelli termici o meccanici. All'interno di questa categoria di trattamenti possono essere annoverati anche gli additivi minerali che, in questo caso, hanno la principale funzione di controllare la produzione di alcuni gas indesiderati ( $H_2$  e  $H_2S$ ) aventi un'azione inibente sul processo di digestione anaerobica, o che possono danneggiare i cogeneratori (Balsari et al., 2011).

#### **4.2.4.1 Trattamento con acidi**

Tale tipologia di pretrattamento può essere eseguita con acidi forti, o con acidi diluiti. I primi, già ampiamente conosciuti nella seconda metà del secolo scorso, sono stati inizialmente impiegati per la rimozione dell'emicellulosa, o come trattamento preliminare da abbinare ad una successiva idrolisi della cellulosa con acidi diluiti. Tuttavia, l'impiego di acidi concentrati, sebbene estremamente efficace nell'idrolisi della cellulosa, è potenzialmente pericoloso e sicuramente tossico, oltre che dannoso per le attrezzature vista la natura corrosiva dei prodotti impiegati. Per tali motivi, i trattamenti con acidi concentrati sono stati gradualmente abbandonati a favore dei trattamenti con acidi diluiti. Questi ultimi, che hanno riscosso notevole interesse nella comunità scientifica internazionale (Ballesteros et al., 2008; Marzalletti et al., 2008; Zheng et al., 2008; Vazquez et al., 2007), possono essere realizzati con un'ampia gamma di prodotti, quali l'acido nitrico (Brink, 1994), solforico, idroclorico (Herrera et al., 2003), fosforico (Um et al., 2003) e peracetico (Zhao et al., 2008; Zhao et al., 2007). Il pretrattamento con acidi diluiti consiste nell'idrolisi dell'emicellulosa con formazione di monomeri, furfurolo e altri prodotti volatili in ambiente acido. Parallelamente, si assiste alla solubilizzazione della lignina, a cui segue una rapida condensazione e precipitazione della stessa. Queste due reazioni sono molto più accentuate quando il trattamento viene eseguito con acidi forti. La condensazione e la precipitazione della lignina in ambiente acido è una reazione non desiderata, in quanto riduce la digeribilità della sostanza organica. Inoltre, c'è il rischio che si formino prodotti secondari inibitori, anche se fortunatamente i batteri metanigeni sono comunque in grado di adattarsi piuttosto bene a questi prodotti (Xiao e Clarkdon, 1997). Impiegando acido solforico o nitrico c'è invece il rischio che la percentuale di metano nel biogas si riduca a seguito della riduzione di solfati e nitrati a  $H_2S$  e  $N_2$  (Balsari et al., 2011).

#### **4.2.4.2 Trattamento con basi**

Il trattamento alcalino delle biomasse è uno dei pretrattamenti maggiormente studiati a livello internazionale (Abdi et al., 2000; Chang et al., 2001; Prior e Day, 2008) e comporta l'impiego

di vari prodotti quali idrossido di sodio (Carrillo et al., 2005), idrossido di calcio (Kaar e Holtzapple, 2000), o idrossido di potassio (Chang e Holtzapple, 2000). Tale tipologia di trattamento determina la delignificazione della biomassa ed una parziale solubilizzazione delle emicellulose. La basificazione delle biomasse, inoltre, induce reazioni di saponificazione e solvatazione che determinano un rigonfiamento del substrato rendendo più accessibile la frazione organica a batteri ed enzimi (Balsari et al., 2011). In particolare, la parziale rimozione dell'emicellulosa ha un effetto positivo sulla degradabilità della cellulosa, ma spesso i prodotti secondari di queste solubilizzazioni possono avere effetto inibitore sul processo di digestione anaerobica. Gossett et al. (1982) hanno ad esempio evidenziato che, pretrattando con basi biomasse con un elevato contenuto in lignina, si generano prodotti secondari inibitori dei batteri metanigeni. Tuttavia, il trattamento delle biomasse (es. stocchi di mais) con CaOH a medie temperature (circa 55°C) e per tempi prolungati (4 settimane) consentono una rimozione della loro frazione lignificata pari ad oltre l'85% (Kim e Holtzapple, 2005). Trattamenti di paglie d'orzo con soda hanno dimostrato di poter incrementare la produzione specifica di metano di 9 volte e di incrementare notevolmente la percentuale di degradazione dei solidi volatili (Neves et al., 2006). Un'altra base, che può trovare applicazione nei pretrattamenti delle biomasse, per incrementarne il potenziale produttivo in termini di biogas, è l'ammoniaca (Kim et al., 2003; Foster et al., 2001). Da uno studio condotto da Alizadeh et al. (2005), l'utilizzo dell'ammoniaca (in rapporto di 1:1 sul peso secco della biomassa) a temperature comprese tra circa 20°C (durata del trattamento 10-60 giorni) e 120°C (durata del trattamento alcuni minuti), è emerso che è possibile incrementare l'idrolisi enzimatica della sostanza organica di circa 6 volte. Tuttavia, l'efficacia dei trattamenti alcalini dipende strettamente dalle condizioni operative e dal tipo di substrato: i migliori risultati si ottengono su biomasse erbacee e sottoprodotti di origine agricola caratterizzati da un basso tenore in lignina (Bjerre et al., 1996). Se paragonati ad altre tipologie di pretrattamento, quelli alcalini hanno il vantaggio di poter essere condotti a temperature e pressioni contenute, talvolta pari a quelle ambientali. Tuttavia, spesso comportano la formazione di sali di reazione che permangono all'interno della biomassa al termine del trattamento (Balsari et al., 2011).

#### **4.2.4.3 Trattamento ossidativo**

I trattamenti ossidativi consistono nell'aggiungere un composto ossidante, come il perossido di idrogeno (Saha e Cotta, 2006) o acido peracetico alla biomassa da trattare opportunamente sospesa in acqua. Grazie a questo trattamento possono avvenire alcune reazioni chimiche che

vanno a modificare la struttura molecolare della biomassa. In molti casi, il composto ossidante utilizzato non è selettivo, pertanto può capitare che si verifichino perdite di emicellulosa e cellulosa e anche il rischio che si formino prodotti secondari inibenti la metanogenesi. Teixeira et al. (1999) hanno studiato l'effetto dell'impiego dell'acido peracetico al 21% a temperatura ambiente su bagasse di canna da zucchero. L'acido peracetico è decisamente lignina selettivo e quindi riduce le perdite di carboidrati. L'idrolisi enzimatica della cellulosa, con questo tipo di trattamento, è aumentata di quasi il 100%. Simili risultati sono stati ottenuti anche grazie a un pre-trattamento della biomassa con una miscela di NaOH e acido peracetico. Gould (1984) ha dimostrato che per valori di pH inferiori a 10 il pretrattamento con perossido di idrogeno non ha effetti significativi sulla lignina, e neanche per valori di pH uguali o superiori a 12,5. Affinchè si evidenzino effetti significativi, la concentrazione del perossido di idrogeno deve essere almeno pari all'1% e il rapporto in peso tra il perossido e la biomassa pari a 0.25. In questo modo quasi la metà della lignina presente viene solubilizzata se si opera ad una temperatura pari a 25°C e con una durata del trattamento di circa 24 ore.

#### **4.2.5 Pretrattamenti biologici**

I trattamenti biologici consistono nella miscelazione delle biomasse con microrganismi (funghi e batteri), enzimi idrolitici (cellulasi), o additivi probiotici di varia natura, in grado di idrolizzare le catene organiche complesse in composti più semplici, favorendo ed accelerando la fase idrolitica della digestione anaerobica (Lee et al., 2007; Kurakake et al., 2007). Molti degli enzimi impiegati sono di derivazione fungina e derivano dagli stessi microrganismi che trovano nelle biomasse da trattare il loro habitat naturale. A seconda del ceppo fungino da cui deriva l'enzima impiegato, sarà la cellulosa, piuttosto che la lignina ad essere aggredita. Alcuni basidiomiceti responsabili della carie bianca, ad esempio, sono stati studiati approfonditamente proprio per la loro capacità di degradare la componente lignificata della struttura ligno cellulosica (Ander e Eriksson, 1978), mentre altri (quali funghi responsabili della carie bruna) agiscono principalmente sulla cellulosa e le emicellulose, non intaccando quasi la lignina (Schurz, 1978). Tra i numerosi enzimi in grado di idrolizzare le biomasse ligno cellulosiche, notevole importanza rivestono quelli che costituiscono il complesso enzimatico derivante dal fungo filamentoso *Trichoderma reesei*. Questo complesso enzimatico consiste di 3 componenti: endo- $\beta$ -glucanasi, che si lega alle estremità delle fibre di cellulosa, rompendo i legami di questa struttura cristallina ed esponendo le singole catene; eso- $\beta$ -glucanasi, che preleva, sempre per idrolisi, da due a quattro unità dalle estremità delle catene prodotte dando luogo a tetrasaccaridi, trisaccaridi o disaccaridi;  $\beta$ glucosidasi, che

idrolizza i prodotti dell'enzima precedente formando singoli monosaccaridi di glucosio. Ognuno di questi componenti è fondamentale per potere ottenere un'idrolisi efficiente e completa della cellulosa. L'efficacia di questo tipo di trattamento è principalmente influenzato dal tipo di substrato e dalle condizioni operative: dimensioni delle fibre di cellulosa, quantità e concentrazione dell'enzima, pH e temperatura. Operando a temperature elevate si ottiene una maggiore formazione di glucosio e xilosio, mentre elevate concentrazioni di cellulosa, possono rallentare l'idrolisi a causa dell'effetto inibente creato dai prodotti finali della reazione. La presenza di lignina che, come precedentemente ricordato, svolge un'azione di barriera nei confronti dei microrganismi, non è sempre dannosa per questo tipo di pretrattamento. Kaya et al. (1998) hanno infatti scoperto che l'aggiunta di lignina dissolta incrementa la reazione enzimatica, in quanto si pensa che leghi gli enzimi in soluzione e, sostenendoli, favorisca l'idrolisi dell'adiacente cellulosa. A fronte di una serie di vantaggi legati a ridotte richieste energetiche, costi relativamente contenuti e nessuna richiesta di manodopera specializzata, i trattamenti biologici richiedono tuttavia lunghi tempi di condizionamento. Elevate superfici su cui effettuare il trattamento e un controllo accurato delle condizioni di sviluppo dei microrganismi (Chandra et al., 2007). Inoltre, come sottolineato recentemente da numerosi studi (Singh et al., 2008; Kuhar et al., 2008; Shi et al., 2008), alcuni microrganismi ligninolitici non si limitano ad idrolizzare la lignina, ma anche a consumare il complesso cellulosico ed emicellulosico. Pertanto, la scelta del complesso enzimatico, o microbiologico da impiegare deve essere effettuata con cura (Balsari et al., 2011).

#### **4.2.6 Conclusioni sui diversi trattamenti**

Tutte le tipologie di pre-trattamento analizzate permettono di ottenere un incremento più o meno rilevante delle produzioni specifiche di biogas e metano delle biomasse ligno-cellulosiche analizzate. A parità di efficacia, però, è fondamentale che vengano considerati anche altri fattori nella scelta del tipo di pre-trattamento delle biomasse da impiegare in un impianto reale, fra i quali si ricordano: il costo economico del trattamento, la semplicità operativa, il tempo necessario per effettuarlo, il suo costo economico ed energetico.

Per quanto riguarda l'aspetto economico, i trattamenti meccanici hanno costi molto variabili, in funzione al tipo di pre-trattamento che si intende effettuare. La trinciatura ha costi contenuti, la molitura ha costi più elevati (derivanti dal maggiore consumo di energia), mentre gli ultrasuoni e le forze elettrocinetiche, oltre ad essere pretrattamenti dispendiosi, necessitano anche di macchinari molto costosi e non presenti in azienda, a differenza della trinciatrice e

del mulino, che sono spesso presenti in un'azienda agricola. Anche i trattamenti chimici possono avere costi molto variabili, in funzione del prodotto che si intende impiegare; ad esempio, un prodotto di facile reperimento per un'azienda agricola e a basso costo è sicuramente la calce ( $\text{CaOH}$ ), che viene utilizzata come ammendante per la correzione del pH dei terreni acidi. Il trattamento termico si può inserire tra quelli relativamente più economici, in quanto è possibile prevedere di utilizzare il calore in eccesso prodotto dal co-generatore (nel caso di trattamenti a temperature intorno a  $100^{\circ}\text{C}$ ) mentre per trattamenti a temperature più elevate, l'operazione diventa sicuramente più dispendiosa e poco realizzabile in azienda, anche per ragioni di sicurezza dell'operatore. Sotto l'aspetto della semplicità operativa, sia i trattamenti meccanici che quelli biologici si posizionano ai primi posti, mentre quelli termici ad alte temperature e quelli chimici con acidi o basi forti comportano la realizzazione di strutture più complesse e dotate di opportuni dispositivi di sicurezza per l'operatore. Infine, per quanto riguarda i tempi operativi, i trattamenti più dispendiosi sono quelli biologici (per i quali, spesso, i batteri impiegati necessitano di lunghi periodi di attivazione) e quelli chimici, quando vengano utilizzate sostanze che, alterando alcuni parametri chimici delle biomasse (ad esempio il pH), richiedono la loro correzione prima dell'inserimento nel digestore, per evitare di inibire il processo di digestione anaerobica (Balsari et al., 2011).

## **Capitolo 5. Gli impianti per il processo di digestione anaerobica**

### **5.1 Le diverse tipologie impiantistiche**

Diverse sono le tipologie impiantistiche possibili ed applicabili in funzione della regolarità dell'alimentazione, del tenore in solidi, della specializzazione dei fermentatori nello sviluppo delle diverse fasi di digestione e del livello della temperatura di processo; in ogni caso è essenziale che le diverse sezioni che compongono l'impianto ed i relativi componenti siano ben armonizzati tra loro per avere le necessarie garanzie di affidabilità e di efficienza. Per questo è indispensabile valutare con attenzione, oltre che le caratteristiche meccaniche dei componenti, anche la tipologia delle biomasse che si intendono immettere nell'impianto. La scelta della tecnologia deve quindi partire da una attenta analisi delle caratteristiche della biomassa che si intende utilizzare con prevalenza; solo così si potranno ottimizzare i risultati operativi e, di conseguenza, anche quelli economici. E' evidente che, condizione essenziale perché il potenziale energetico della biomassa si trasformi realmente in energia prodotta, è lo sviluppo di una gestione particolarmente attenta e rispettosa delle esigenze dei microrganismi coinvolti nel processo. Solo l'armonizzazione delle caratteristiche costruttive con il mantenimento delle condizioni ambientali ideali per i microrganismi assicura il raggiungimento dei massimi livelli di efficienza, intesa come maggiore produzione di energia per unità di biomassa utilizzata. E' evidente che, se quanto sopra dipende in gran parte da contingenze gestionali, non si deve però far passare in secondo piano l'importanza della qualità costruttiva dell'impianto che, se carente, fa aumentare esponenzialmente i costi di manutenzione, riduce la durata dell'impianto e provoca tutta una serie di diseconomie che possono compromettere significativamente i risultati economici, e non solo, dell'operazione (Navarotto, 2011). Le tecniche di digestione anaerobica si diversificano principalmente per il contenuto in Solidi Totali del materiale in digestione e per la temperatura di processo. In particolare si parla di "digestione ad umido" quando il substrato in digestione ha un contenuto in sostanza secca (=Solidi Totali) inferiore al 10% e di "digestione a secco" quando tale contenuto è superiore al 20%. Nel primo caso, in pratica l'unico utilizzato attualmente nel nostro Paese per gli impianti agricoli, siamo in presenza di un substrato pompabile e miscelabile. Nel secondo caso la consistenza è invece solida per cui il substrato non è miscelabile ed il processo si avvale di tecniche particolari riconducibili al cosiddetto sistema a plug flow – funzionamento a pistone – o a sistemi discontinui ove, diverse celle, vengono riempite, sigillate ed attivate per il periodo di processo (30-40 giorni) e quindi svuotate e

nuovamente riempite con nuova biomassa. La “digestione a secco” sta riscuotendo un certo interesse, per la sua semplicità e per la possibilità di trattare biomasse solide senza veicolarle per via liquida. Restano comunque le perplessità legate alla esecuzione delle varie operazioni di svuotamento e riempimento delle celle che, se da un lato, risultano facilmente eseguibili utilizzando pale gommate di grande portata, dall’altro, presentano alcuni elementi di criticità per i tempi di lavoro e per le condizioni di sicurezza dello stesso. Il processo può poi essere sviluppato in mesofilia, quando la temperatura viene mantenuta nel range 35-42°C, oppure in termofilia quando questa si stabilizza sui 55-57°C. Tali diversi livelli di temperatura inducono lo sviluppo di diverse famiglie di microrganismi, la cui diversa attività, differenzia i tempi di residenza necessari che, mediamente, si dimezzano passando dalla mesofilia alla termofilia. Tra le due è sicuramente la prima quella di gran lunga più utilizzata grazie alla sua più facile conduzione e stabilità. Non vanno inoltre dimenticati gli impianti gestiti in psicrofilia (i cosiddetti impianti a freddo) che hanno avuto una certa diffusione negli anni ottanta come soluzione per il controllo degli odori nella gestione degli effluenti suinicoli. Si tratta comunque di impianti che hanno prevalentemente valenza ambientale e non risultano interessanti per la produzione di energia (Navarotto, 2011).

## **5.2 I principali componenti dell’impianto**

La funzionalità dell’impianto, come già detto all’inizio, è fortemente influenzata dalle caratteristiche dei vari componenti per cui è opportuno, di seguito, esaminare gli aspetti principali da considerare in sede di costruzione.

### **5.2.1 Il digestore**

Il primo aspetto da affrontare è la scelta della soluzione costruttiva da adottare. Sono diverse le alternative: calcestruzzo armato gettato in opera, elementi modulari prefabbricati, lamiera di acciaio variamente protette (verniciate, zincate, vetrificate, inox, etc.). Ogni soluzione presenta, evidentemente, aspetti positivi e criticità che debbono essere considerati in relazione alla situazione specifica per adottare quella che minimizza gli aspetti negativi e dà le migliori garanzie di successo (Navarotto, 2011). Tra i vari aspetti si possono ricordare:

- Soluzione con getto di calcestruzzo in opera. E’ sicuramente la più diffusa grazie alla sua facile adattabilità alle differenziate richieste delle varie ditte, in relazione alla predisposizione di fori ed aperture. E’ questo un aspetto molto apprezzato dagli impiantisti che non debbono impegnarsi in alcun modo per adattare la loro componentistica all’opera

muraria. Per contro la qualità del manufatto, oltre che dalle caratteristiche dei materiali impiegati e dei relativi dosaggi, è influenzata dalle condizioni ambientali che, incontrollabili, portano inevitabilmente ad una sua variabilità che, la cura e l'attenzione del costruttore possono sicuramente ridurre, ma mai annullare. Se si considera che le relativamente recenti prescrizioni sulla durabilità delle strutture in calcestruzzo (UNI EN 206-1 e UNI 11104) indicano per i "contenitori di foraggi, mangimi e liquami provenienti dall'allevamento animale" l'adozione di calcestruzzi classificati C35/45 (resistenze molto difficili da garantire nei getti in opera), ci si rende conto di come, nella pratica, siano veramente rare le realizzazioni eseguite a norma in grado quindi di fornire le attese garanzie.

- Soluzione con manufatti prefabbricati. L'utilizzo di manufatti prefabbricati consente di abbreviare notevolmente i tempi di realizzazione e, essendo questi costruiti in officina, dà garanzie circa la costanza della qualità costruttiva. Per contro è necessario un preventivo coordinamento tra costruttore ed impiantista, che richiede uno sforzo progettuale di entrambi per adeguarsi ai vincoli della prefabbricazione. A fronte di questo maggiore impegno iniziale si ha poi una decisa facilitazione nella programmazione degli impianti futuri e la garanzia di disporre di manufatti in grado di rispondere alle caratteristiche di resistenza indicate dalla normativa. Interessante inoltre la possibilità di rispondere senza particolari oneri, anzi con un recupero, seppur parziale, del valore dei manufatti, alla prescrizione contenuta nel D.Lgs. 387/2003 di ripristino dello stato dei luoghi nell'eventualità di dismissione dell'impianto (art. 12/4). Il prefabbricato infatti può essere smontato e recuperato per altri utilizzi in altra sede.
- Soluzione in acciaio. E' forse la soluzione più elastica e facilmente adattabile alle diverse esigenze impiantistiche. Un aspetto da considerare è sicuramente la necessità di protezione dalla corrosione e di prevenire con particolare attenzione ogni possibile depressione nel sistema. Come già accennato, varie sono le opzioni possibili: dall'utilizzo di materiale resistente di per sé alla corrosione (ad esempio acciai inossidabili), a rivestimenti di varia natura. E' una soluzione non particolarmente diffusa, i cui vantaggi sono riconducibili alla rapidità di esecuzione e, come per la soluzione precedente, alla possibilità di ripristinare i luoghi senza costi particolari grazie al valore residuo del materiale ferroso, mentre le criticità sono relative alla necessità di disporre di strutture aggiuntive, indipendenti dal digestore, per il fissaggio delle attrezzature di miscelazione. Nella realtà operativa si riscontrano applicazioni per tutte le soluzioni indicate anche se, nella pratica, le soluzioni più diffuse sono quelle in calcestruzzo sia in opera che con l'utilizzo di moduli



prefabbricati. In ogni caso è fondamentale assicurare la corretta coibentazione del manufatto garantendo un coefficiente medio di trasmissione del calore “K” pari almeno a  $0,30 \text{ kcal/h m}^2 \text{ }^\circ\text{C}$  ed evitando ogni ponte termico. L’attenzione deve essere massima in presenza di struttura in acciaio ove viene a mancare il benefico effetto dell’inerzia termica ben presente invece nelle soluzioni in calcestruzzo (Navarotto, 2011).

Negli ultimi anni una nuova gamma di bioreattori o progetti di biodigestori sono stati sviluppati (Bouallagui et al., 2003; Mumme et al., 2010; Xing et al., 2010). Diversi tipi di bioreattori sono attualmente utilizzati, ma i tre gruppi più comuni includono i bioreattori batch, "sistemi alimentati in continuo a singolo stadio", "due stadi" o "sistemi multi-stadi permanente alimentati" (Weiland, 2010). Il bioreattore batch è il più semplice, riempito con la materia prima e lasciato per un periodo, chiamato tempo di ritenzione idraulica, dopo il quale viene svuotato. Un reattore anaerobico batch è in grado di eseguire una rapida digestione, utilizzando un attrezzatura semplice ed economica, e permette una facile valutazione del tasso di digestione (Weiland, 2006. Parawira et al., 2004). Un "sistema a singolo stadio alimentato continuamente" è un bioreattore in cui tutte le reazioni biochimiche avvengono contemporaneamente.

Un "sistema a doppio stadio o multistadio continuamente alimentato" è un bioreattore in cui le intere reazioni bio-chimiche (come idrolisi, acidificazione, acetogenesi e metanogenesi) avvengono separatamente (Ward et al., 2008). Il "sistema a due stadi alimentato in continuo" è considerato un bioreattore promettente per il trattamento di rifiuti organici con alta efficienza, sia in termini di resa di degradazione che di produzione di biogas (Fezzani e Cheikh, 2010).

I bioreattori sono anche classificati a "umido" o "a secco". Secondo Ward et al. (2008), i bioreattori a “umido” hanno un contenuto di solidi totale del 16% o inferiore, mentre i biodigestori a “secco” hanno un contenuto di solidi totale del 22-40%, con un intervallo intermedio chiamato "semi-secco". Secondo Karagiannidis e Perkoulidis (2009), bioreattori a “umido” hanno un contenuto di sostanza secca del 10-25%, mentre biodigestori a “secco” hanno un contenuto di sostanza secca del 30-40%. I bioreattori sono classificati anche come termofili e mesofili, in base alla loro temperatura di esercizio (Karagiannidis e Perkoulidis, 2009; Kuo e Cheng, 2007). Al giorno d'oggi i processi di digestione a “umido” sono molto diffusi nel settore agricolo (Weiland, 2010). Molti tipi e concetti di impianti di biogas agricoli sono implementati (Schulz e Eder, 2001). Tuttavia, il tipo di bioreattore più comune utilizzato per la digestione a “umido” è il “digestore verticale continuamente mescolato” (Gemmeke et

al., 2009). Un altro approccio è quello di utilizzare i processi di digestione a “secco” continui con materie prime con un contenuto di sostanza secca superiore al 25% (Weiland et al., 2009).

### **5.2.2 La alimentazione**

La graduale diffusione di impianti che utilizzano unitamente agli effluenti d'allevamento in forma liquida – i cosiddetti liquami – anche biomasse vegetali di consistenza solida, ha indotto lo sviluppo di varie soluzioni finalizzate ad assicurarne la regolare e controllata immissione nel digestore. In effetti le diverse soluzioni adottate per l'inserimento della biomassa sono uno degli elementi che maggiormente caratterizzano l'impianto e che possono incidere oltre che sulla sua flessibilità e sugli autoconsumi di energia elettrica, anche sulla digeribilità e sulla omogeneità del materiale in digestione. I diversi sistemi si possono classificare a secondo che prevedano l'immissione della biomassa solida veicolandola, tramite pompa, in miscela con i liquami (o con il prodotto ripreso dai digestori) oppure separatamente: i liquami tramite pompa ed i solidi mediante sistemi di coclee o pistoni (Navarotto, 2011).

#### **5.2.2.1 Immissione con veicolazione tramite pompaggio**

E' stata la prima soluzione adottata che si è naturalmente sviluppata man mano che gli impianti, nati inizialmente per trattare i liquami zootecnici, sono stati poi convertiti alla codigestione per aumentarne la produttività. In pratica la vasca di raccolta temporanea dei liquami (in genere progettata per contenere l'alimentazione di uno o due giorni) è diventata un grosso contenitore nel quale immettere la biomassa solida e miscelare sino ad ottenere un materiale sufficientemente omogeneo e pompabile. In effetti le sempre maggiori quantità di biomassa vegetale solida utilizzata nelle razioni hanno ben presto richiesto l'utilizzo di sistemi completamente svincolati dalla disponibilità di biomasse liquide; cosa che è stata possibile ricorrendo al ricircolo del materiale in digestione. Tra questi si possono ricordare:

- a) sistema con cassone dosatore, tramoggia, miscelazione con il liquido di veicolazione (liquame e/o digerendo di ricircolo), triturazione e pompa di sollevamento. E' un sistema abbastanza diffuso grazie alla disponibilità sul mercato di attrezzature affidabili e ben collaudate ed alle indubbie caratteristiche di elasticità che assicura;
- b) sistema con cassone dosatore, miscelatore su celle di carico, pompa e tritatore. E' forse la soluzione che assicura la maggiore flessibilità nella preparazione della razione, grazie alla presenza del miscelatore, posizionato su celle di carico, ove si fanno confluire i vari

prodotti nelle quantità desiderate, che, dopo la miscelazione, vengono immessi, tramite pompa e trituratore, nell'impianto;

- c) sistema con vasca polmone di miscelazione. Si tratta di una soluzione che consente di eliminare il cassone dosatore in quanto la sua capienza è sufficiente alla preparazione di tutta la razione giornaliera. E' evidente che, in questo caso, è necessario disporre di un volume in grado di garantire una miscela con un tenore medio di sostanza secca non superiore al 10-12%: solo così è infatti possibile ottenere una efficiente miscelazione ed un corretto funzionamento della pompa di sollevamento e del trituratore. Spesso, con questa soluzione, viene previsto anche il preriscaldamento della miscela al fine di assicurare un più delicato inserimento nel digestore (Navarotto, 2011).

#### **5.2.2.2 Immissione delle frazioni liquide e solide separatamente**

E' di gran lunga la soluzione più diffusa negli impianti di nuova generazione caratterizzati dall'utilizzo di quantità sempre maggiori di biomasse vegetali, di consistenza solida, e con volumi relativamente minori di liquami. Questi ultimi, come logico, sono alimentati tramite pompa, previa omogeneizzazione in un apposita prevasca in grado di ospitarne la quantità di utilizzo giornaliera, mentre la frazione solida è immessa direttamente dal cassone dosatore tramite un sistema di coclee che, in genere, prima provvedono al sollevamento della biomassa e, poi, alla sua immissione, sottobattente, all'interno del digestore. Varie sono le tipologie disponibili sul mercato che si diversificano sia per la tipologia di cassone che del sistema di coclee. Tra le soluzioni più diffuse si possono ricordare:

- a) Contenitore in calcestruzzo. E' una soluzione derivante dal mondo dei rifiuti ed è talvolta utilizzata per gli impianti di maggiori dimensioni. Il contenitore è, di norma, rivestito all'interno con materiale resistente alla azione corrosiva degli insilati e, per il trasporto, si utilizza il classico sistema "*walking floor*" che, grazie al movimento alternato delle aste di fondo dotate dei traversi di spinta, spingono il materiale di fondo verso la coclea di trasporto esterna. L'aspetto più interessante è la maggiore robustezza e durata rispetto alle soluzioni in acciaio, mentre per il controllo della quantità di materiale prelevato è necessario intervenire con la installazione delle celle di carico sul sistema di trasporto e sollevamento del materiale.
- b) Contenitore in acciaio. E' la soluzione sicuramente più diffusa e presenta varie possibili alternative. In particolare il trasporto può essere realizzato tramite classico "*walking floor*" come nel caso precedente, o con un vero e proprio trasportatore di fondo del tipo a catena, oppure ancora grazie alla parete mobile che, azionata da potenti pistoni idraulici, spinge il materiale verso l'uscita, ove un sistema di frese ne facilita la caduta nella coclea di

trasporto. Sono tutte soluzioni che consentono l'utilizzo di celle di carico per il controllo del peso del materiale prelevato. Le differenze operative sono riconducibili alla possibilità di prelevare il materiale a strati successivi (walking floor e trasportatore di fondo a catena) o "*a fette*" che comprendono i diversi strati di materiale (sistema a parete di fondo mobile). E' evidente che, in quest'ultimo caso, la razione inserita man mano nell'impianto risulta mediamente costituita dal materiale dei diversi strati, mentre negli altri casi l'alimentazione varia nella giornata in funzione della stratificazione dei materiali nel cassone.

- c) Una ulteriore alternativa è l'utilizzo di cassoni dotati di veri e propri sistemi di miscelazione (in pratica carri miscelatori stazionari) ove il materiale viene completamente miscelato, omogeneizzato e tritato. Si tratta di una soluzione sicuramente interessante dal punto di vista della regolarità ed uniformità di alimentazione, che va però valutata considerandone l'affidabilità nel tempo ed il livello dei costi energetici che, trattandosi di utenza in autoconsumo, possono penalizzare eccessivamente la gestione.
- d) Recentemente si sono resi disponibili cassoni il cui fondo è costituito da un nastro in gomma che provvede al trasporto della massa verso la testata di prelievo. Si tratta di soluzioni molto diffuse e sperimentate nel settore del trattamento rifiuti e che appaiono interessanti anche per questa applicazione data la loro affidabilità ed i bassi consumi energetici. Il punto di maggiore delicatezza del sistema di alimentazione diretto del solido è senz'altro quello relativo al gruppo di coclee necessario per il sollevamento del materiale e per la sua immissione nel digestore. Se il digestore è fuori terra, come di norma, sono infatti necessarie almeno tre coclee: una trasversale, che riceve il materiale in uscita dal cassone e lo porta alla coclea di sollevamento (inclinata o verticale) che alimenta la coclea finale che ha il compito di sospingerlo all'interno del digestore, sotto il livello liquido. Se si considera il tipo di materiale (insilati, letame e simili) e la necessità che il sistema funzioni 24 ore al giorno, ci si rende immediatamente conto di quanto sia importante avere garanzie sulla affidabilità nel suo complesso. Per questo, in alcuni casi, soprattutto quando si prevede l'utilizzo di materiali difficili (ad esempio letami poco pagliosi), si tende ad evitare le coclee di elevazione ricorrendo o all'interramento del digestore o alla predisposizione del cassone in posizione sopraelevata servita da una apposita rampa (Navarotto, 2011).

## **5.3 I trattamenti per la gestione degli elementi nutritivi del digestato**

La digestione anaerobica, come ampiamente noto, non modifica nella sostanza il contenuto di azoto della biomassa immessa per cui, nel caso l'azienda non disponga delle superfici di terreno necessarie, può essere importante intervenire con trattamenti specifici al fine di recuperare il corretto rapporto Azoto/SAU. Numerose sono le possibili soluzioni tecnologiche disponibili tra le quali è necessario scegliere quella che meglio risponde alle specifiche esigenze del caso in esame. Non esiste infatti una soluzione definibile in assoluto come "migliore", ma è indispensabile valutare la specifica situazione per ottimizzare i risultati anche in relazione ai costi gestionali. Tra le possibili soluzioni sono da privilegiare quelle finalizzate alla separazione di una quota di azoto, per consentirne la delocalizzazione, piuttosto che sua eliminazione sotto forma di azoto molecolare (Navarotto, 2011).

### **5.3.1 Separazione solido-liquido**

E' il trattamento di separazione cui si sottopone di norma il digestato per separare la frazione solida. E' evidente che l'azoto presente nel digestato tal quale, sotto le due forme ammoniacale ed organica, si suddividerà nelle due frazioni, solida e liquida, in funzione della ripartizione dei solidi. In particolare la frazione organica è presente nella frazione solida, mentre la ammoniacale in quella liquida. L'efficienza di separazione dell'azoto nelle due frazioni dipende quindi moltissimo dalle sue forme e dall'efficienza di separazione dei solidi. Una delle attrezzature disponibili per tale trattamento di separazione è il separatore a compressione elicoidale, caratterizzato da un cestello forato all'interno del quale una coclea spinge le frazioni solide (trattenute dalla dimensione dei fori) verso una uscita di fondo tenuta chiusa con una forza tarata (tramite una molla o un peso). In questo modo il solido viene strizzato e quello che fuoriesce presenta un contenuto in solidi totali (ST) dal 18 al 25% in funzione del tipo di biomassa. L'efficienza di separazione dei solidi totali è ugualmente variabile ma difficilmente supera il 50%. Ne consegue che l'efficienza di separazione dell'azoto sarà funzione della ripartizione tra la forma organica ed ammoniacale. Nel caso, ad esempio, che il digestato abbia un contenuto di ST del 7%, di azoto del 4,45 per mille (per il 60% ammoniacale e per il 40% organico), che l'efficienza di separazione dei solidi sia pari al 40% e che la frazione solida abbia un tenore di ST pari al 20%, risulterà:

- ST presenti nella frazione solida=  $70 \times 0,4 = \text{kg } 28$ ;
- Frazione solida separata tal quale=  $28/0,2 = 140 \text{ kg}$ ;

- Azoto organico= $4,45 \times 0,4 = 1,78$  kg/t di digestato;
- Concentrazione di azoto ammoniacale nella fase liquida= $2,67 / (1000 - 70) = 0,29\%$ ;
- Azoto organico nella frazione solida separata= $1,78 \times 0,4 = \text{kg } 0,71$ ;
- Azoto ammoniacale nella fase liquida presente nella frazione solida separata= $(140 - 28) \times 0,29 / 100 = \text{kg } 0,325$ .

L'azoto presente nella frazione solida risulta quindi pari complessivamente a kg 1,035 ( $= 0,71 + 0,325$ ), corrispondente al 23% dell'azoto in ingresso ( $= 1,035 / 4,45$ ), mentre nella frazione liquida resteranno kg 3,415 ( $= 4,45 - 1,035$ ) pari al 77%. Nel caso ipotizzato il trattamento di separazione della frazione solida e la sua delocalizzazione consentirebbero di ridurre il carico di azoto nel sito del 23%. E' evidente che si potranno raggiungere valori maggiori nel caso si utilizzino separatori con maggiore efficienza e digestati con maggiori quote di azoto organico (Navarotto, 2011).

### 5.3.2 Strippaggio

Consente di allontanare dalla fase liquida una quota dell'azoto ammoniacale, grazie alla possibilità di spostare l'equilibrio dell'azoto dalla forma ionica " $\text{NH}_4^+$ " che si libera sotto forma gassosa. Ciò si ottiene o spostando il pH a valori superiori a 10 e/o alzando la temperatura della frazione liquida del digestato a 70-80°C. In questo modo si possono raggiungere efficienze di strippaggio dell'ordine anche del 50-60% sulla frazione ammoniacale. L'ammoniaca strippata deve essere poi fissata con acido solforico producendo solfato d'ammonio. Il processo deve essere gestito in modo da garantire un titolo in azoto di tale sospensione di almeno il 6% per poter rientrare nella classificazione di concime azotato fluido e poter quindi essere commercializzato. Se, ad esempio, sottoponessimo a tale trattamento la frazione liquida del digestato, nella ipotesi di ottenere una efficienza del processo di strippaggio del 50%, avremmo:

- Azoto presente nella frazione liquida (pari a l 860) = kg 3,415 di cui kg 1,07 in forma organica e 2,345 in forma ammoniacale;
- Azoto ammoniacale strippato = kg 1,17 ( $2,345 \times 0,5$ );
- Nella frazione liquida resterà una quantità complessiva di azoto pari a kg 2,24 ( $= 1,07 + 1,17$ );
- Per il processo si sarà impiegata una quantità di acido solforico concentrato (96%) di ca. kg 3,9.

L'efficienza di separazione dell'azoto, grazie allo strippaggio, risulta quindi pari al 36% ca. ( $= 1 - 2,24 / 3,415$ ). Questo è concentrato in una quantità pari a ca. kg 20 di sospensione di

solfato ammonico (corrispondenti a ca. litri 16,5). Nel caso quindi della delocalizzazione della frazione solida del digestato e della sospensione di solfato ammonico, nell'esempio sviluppato, di kg 140 di solido e di kg 20 di sospensione di solfato ammonico, si ottiene una riduzione dell'azoto totale presente nel sito di ca. il 50%  $(=1,035 + 1,17)/4,45)$  (Navarotto, 2011).

### 5.3.3 Essiccazione

Il trattamento di separazione e di strippaggio consentono, quando opportunamente combinati, una importante riduzione del carico di azoto a patto, ovviamente, che i prodotti di risulta siano delocalizzati. Per questo può essere di grande interesse, vista anche la notevole quantità di calore che il cogeneratore mette a disposizione, prevedere la essiccazione della frazione solida, portando il tenore di ST all'80% ca. con evidenti vantaggi sulla stabilità del prodotto e sulla sua valorizzazione. E' inoltre spesso possibile, in funzione del calore disponibile, prevedere oltre che la essiccazione della frazione solida separata, anche la evaporazione di parte della frazione liquida, ottenendo una sensibile riduzione dei volumi. Si consideri che un cogeneratore della potenza elettrica di 1 MW mette a disposizione almeno una uguale potenza termica che, tolta quella necessaria per la termostatazione di digestori (ca. il 20-30% nelle stagioni più fredde), può essere destinata a tale scopo. Ciò significa che, in presenza di un essiccatoio di buona efficienza, è possibile evaporare ca. 6.000 t/anno di acqua, ottenendo una corrispondente riduzione dei volumi di liquido da distribuire. E' evidente che, anche in questo caso, è necessario prevedere il trattamento della *fumana* di evaporazione in scrubber con acido solforico per salificare l'ammoniaca che, altrimenti, si libererebbe in atmosfera. Il risultato finale del trattamento è quindi un prodotto stabile, secco, utilizzabile sia come lettiera che come ammendante, e richiesto anche dai produttori di fertilizzanti misto organici. Si tratta di prodotti o di interesse per l'utilizzo in azienda (lettiera) o di facile cessione all'aperto e quindi sicuramente delocalizzabili (Navarotto, 2011).

### 5.3.4 Trattamento biologico

Nel caso che i trattamenti di separazione non siano sufficienti a recuperare il corretto rapporto N/SAU, non resta che procedere alla effettiva eliminazione dell'azoto. Per questo si possono applicare le classiche tecnologie depurative da sempre utilizzate nel settore delle fognature urbane e riconducibili ai trattamenti a fanghi attivi, ove si sfrutta l'azione dei batteri nitrificanti e, successivamente, di quelli denitrificanti, per liberare poi l'azoto molecolare in atmosfera. In questi impianti l'azoto ammoniacale, grazie ad un ambiente fortemente aerobio,

viene inizialmente ossidato a nitrito e quindi a nitrato per essere poi ridotto, in ambiente anossico, a  $N_2$  che si libera in atmosfera. Si tratta di impianti ormai ampiamente sperimentati in grado di garantire efficienze di rimozione dell'ordine del 60% ed anche superiori; la criticità è legata alla attenzione che richiede la gestione e, soprattutto, ai costi energetici legati al mantenimento delle condizioni aerobiche nella fase di nitrificazione. Tra le possibili conformazioni impiantistiche viene spesso privilegiata quella discontinua, caratterizzata da un unico bacino ove le varie fasi di nitrificazione, denitrificazione, sedimentazione e scarico si succedono nel tempo. L'interesse è legato alla semplicità e flessibilità dell'impianto, ove è relativamente facile, specie se si dispone di un bacino di equalizzazione, modificare i tempi delle varie fasi. Nel caso si debbano raggiungere valori di riduzione dell'azoto superiori, è necessario ricorrere a soluzioni ove la separazione della biomassa sospesa è affidata a specifiche membrane micro filtranti, superando così la necessità di utilizzare, per questo, il processo di sedimentazione con tutte le sue criticità. Il vantaggio è legato alla possibilità di mantenere nel bacino concentrazioni di biomassa decisamente più elevate e quindi di ridurre, a parità di volume del bacino, il carico del fango ottenendo così maggiori performance depurative. Si tratta comunque di soluzioni più costose che si giustificano solamente in presenza di condizioni veramente stringenti (Navarotto, 2011).

### **5.3.5 Recenti innovazioni**

Varie e numerose sono le recenti innovazioni offerte per possibili trattamenti nel settore sia dei trattamenti fisico-chimici che biologici. Tra i primi suscitano interesse la produzione di Struvite (fosfato monoammonico di magnesio o MAP) soprattutto per il recupero del fosforo, anche se i rapporti molari necessari per la sua formazione  $Mg:NP_4:PO_4=1:1:1$  costringono, in funzione delle specifiche caratteristiche del digestato, a costosi dosaggi di reagenti. Si tratta comunque di impianti che richiedono importanti manutenzioni e costi elevati, che richiedono valutazioni e sperimentazioni molto accurate sui vari casi specifici, al fine di verificarne la sostenibilità. Anche il trattamento di ultrafiltrazione e di osmosi inversa sono considerati con grande attenzione, in particolare per i trattamenti finali di rifinitura. Si tratta comunque di impianti che richiedono importanti manutenzioni e costi elevati, che richiedono valutazioni e sperimentazioni molto accurate sui vari casi specifici, al fine di verificarne la sostenibilità. Critici possono infatti rivelarsi i problemi legati allo sporcamento delle membrane, allo smaltimento dei prodotti di lavaggio, al concentrato ed ai costi energetici. Anche per questa tecnica pochissimi sono gli esempi operativi in impianti agricoli, aspetto questo che suggerisce grande attenzione nelle valutazioni di convenienza per una loro eventuale



adozione. Notevole interesse stanno suscitando, nel settore dei trattamenti biologici, le soluzioni che prevedono lo sviluppo della denitrificazione a partire non dai nitrati, come di norma, ma dai nitriti. L'interesse è legato alla possibilità di ottenere sensibili economie di energia (sino al 25% in meno) in quanto il processo ossidativo si ferma a nitrito. Numerosi sono i processi proposti, e noti come Anammox (ANaerobic AMMonium OXidation) che converte l'ammonio direttamente ad azoto molecolare e Sharon (Single reactor system for High Ammonia Removal Over Nitrite) che converte l'ammonio a nitrito. Questi utilizzano batteri eterotrofi anaerobi che presentano tempi di crescita piuttosto lenti che rendono particolarmente problematico l'avviamento e la conduzione del processo. Allo stato si sta assistendo ad un grande interesse da parte dei ricercatori, anche per l'applicazione nel nostro settore, ma non sono ancora disponibili impianti funzionanti su scala operativa. Nel chiudere questa nota preme comunque osservare l'interesse ad orientarsi, non appena possibile, verso soluzioni che privilegino il recupero dell'azoto piuttosto che la sua distruzione, relegando quest'ultima alle situazioni veramente senza alternative (Navarotto, 2011).

## **Capitolo 6. La Direttiva Nitrati e la gestione agronomica del digestato**

### **6.1 La Direttiva Nitrati**

Con il nome di Direttiva Nitrati si identifica la direttiva 91/676/CEE, del Consiglio del 12 dicembre 1991, relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole. L'azoto è un elemento essenziale per la fertilità del suolo, tuttavia nella forma solubile di nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) può determinare il degrado delle acque, concorrendo all'eutrofizzazione, e rappresentare un fattore di tossicità per animali e uomo. Per quest'ultimo motivo è fissato un limite per la potabilità delle acque pari a 50 mg di nitrati per litro (direttiva 98/83/CEE). L'obiettivo fondamentale della direttiva consiste nel ridurre l'inquinamento delle acque causato dai nitrati di origine agricola nonché prevenire qualsiasi ulteriore contaminazione di questo tipo (Mantovi e Bonazzi, 2011). A tal fine tutti gli Stati membri dell'Unione Europea devono, in sintesi:

- 1) individuare le acque inquinate da nitrati e designare le “zone vulnerabili”, ovvero le aree del loro territorio che drenano verso le acque inquinate o in acque che potrebbero contaminarsi se non si intervenisse con specifici “programmi di azione”;
- 2) definire e assicurare nelle zone vulnerabili l'applicazione di “programmi di azione”, ovvero di una serie di misure atte a limitare l'inquinamento da nitrati, e piani di monitoraggio degli stessi.

I programmi di azione devono prevedere una serie di misure obbligatorie. Tra queste, ad esempio:

- capacità minime di stoccaggio dei contenitori per gli effluenti zootecnici;
- periodi di divieto dell'utilizzo dei fertilizzanti;
- equilibrio tra fabbisogni delle colture e apporti di azoto di varia origine (fertilizzanti minerali e organici, contributo del suolo attraverso la mineralizzazione della sostanza organica, residui delle precedenti concimazioni, colture in precessione, deposizioni atmosferiche).

Queste misure devono comunque assicurare che nelle zone vulnerabili non vengano apportate quantità superiori a 170 kg N/ha per anno di origine zootecnica.

L'utilizzo dei fertilizzanti di sintesi viene disciplinato dalle prescrizioni relative all'obbligo di assicurare un equilibrio tra apporti e asportazioni di azoto, anche se la direttiva non indica un valore limite specifico per le quantità apportabili, come è invece nel caso dell'azoto da effluenti di allevamento.

### 6.1.1 Recepimento della Direttiva Nitrati

La Direttiva Nitrati è stata recepita a livello nazionale con il D.Lgs. n. 152/1999 (Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento). In seguito, in applicazione dell'articolo 38 del succitato decreto legislativo, il decreto del ministero delle politiche agricole e forestali del 7 aprile 2006 ha stabilito i criteri e le norme tecniche generali per la disciplina, da parte delle regioni, delle attività di utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento, sia nelle zone vulnerabili da nitrati, sia in quelle non vulnerabili (le cosiddette *zone ordinarie*). La direttiva vede solo ora la maggior parte delle regioni adempienti sia per quanto riguarda la designazione delle zone vulnerabili da nitrati sia per quanto concerne l'elaborazione dei programmi di azione specifici per tali aree. Il decreto ministeriale 7 aprile 2006 ha favorito l'implementazione della direttiva, fornendo alle regioni i criteri per gli adeguamenti. Il recepimento delle norme tecniche in esso contenute ha consentito inoltre di superare il divario, anche notevole, che si era venuto a creare tra regioni più pronte a introdurre norme di salvaguardia ambientale e regioni in forte ritardo. Ciò aveva determinato nel tempo fenomeni non lievi di distorsione della concorrenza, per la diversa incidenza dei costi ambientali sul costo complessivo delle produzioni animali. L'ambito di applicazione di questo provvedimento legislativo riguarda l'intero ciclo di utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento (produzione, raccolta, stoccaggio, fermentazione e maturazione, trasporto e spandimento). Viene così chiarito una volta per tutte che "stoccaggio" e "trasporto" di effluenti zootecnici, diversamente da quanto a volte ritenuto in passato, non devono essere regolamentati ai sensi della normativa sui rifiuti (Parte Quarta del D.Lgs. 152/06 e s.m.i. – Testo unico ambientale), né dal regolamento CE 1774/2002 e s.m.i., relativo a norme sanitarie sulla gestione dei sottoprodotti di origine animale. Ne deriva una notevole semplificazione delle operazioni di gestione degli effluenti zootecnici in quanto il decreto ministeriale chiarisce che, anche dal punto di vista sanitario, l'utilizzazione agronomica effettuata ai sensi del decreto ministeriale non necessita del documento commerciale, dell'autorizzazione sanitaria, dell'identificazione specifica, del riconoscimento degli impianti di immagazzinaggio di cui all'articolo 7 del regolamento CE 1774/2002 (ora regolamento CE 1069/2009). Sui divieti allo spandimento degli effluenti il decreto ministeriale detta i criteri generali e alcuni punti fermi richiesti dalla direttiva nitrati. Sono previste fasce di rispetto per lo spandimento che riguardano i corsi d'acqua non arginati in cui ci può essere il rischio che le acque meteoriche e/o di irrigazione dilavino gli effluenti applicati e scorrano nell'alveo, producendo inquinamento. Queste distanze variano dai 5 ai 10 m, a seconda che il corso d'acqua sia classificato come non significativo oppure significativo, i terreni siano in zone

vulnerabili o ordinarie, l'effluente sia in forma di liquame o di letame. Per quanto riguarda i limiti di pendenza su cui spandere gli effluenti, nessun divieto viene stabilito per i letami nelle zone ordinarie e viene lasciato alle regioni il compito di stabilire i limiti in quelle vulnerabili (Mantovi e Bonazzi, 2011). Per quanto riguarda invece i limiti di pendenza per lo spandimento dei liquami, va precisato quanto segue:

- nelle zone ordinarie viene stabilito il 10%, pendenza che può essere incrementata dalla disciplina regionale in base a particolari situazioni locali o in presenza di sistemazioni idraulico-agrarie;
- nelle zone vulnerabili viene fissato il 10%, pendenza che può essere incrementata, comunque non oltre il 20%, in presenza di sistemazioni idraulico-agrarie, sulla base delle migliori tecniche di spandimento e nel rispetto di prescrizioni regionali volte a evitare il ruscellamento e l'erosione. Lo spandimento è vietato poi nella stagione autunno-invernale, di norma dal 1° novembre fino alla fine di febbraio. In relazione alle specifiche condizioni pedoclimatiche locali, le regioni possono individuare, anche sulla base dell'indirizzo dell'Autorità di bacino, decorrenze di divieto diverse da quelle previste e prevedere la sospensione del divieto in presenza di eccezionali periodi siccitosi. Nell'allevamento bovino anche gli assetti colturali praticati consentono di differenziare la durata dello stoccaggio. Nel decreto ministeriale 7 aprile 2006 la disciplina dell'utilizzo agronomico degli effluenti di allevamento e dei fertilizzanti commerciali di cui al decreto legislativo 75/2010 viene specificata nell'allegato V su comunicazione e piano di utilizzazione agronomica (P.U.A.). In ottemperanza alla direttiva nitrati, la procedura del P.U.A. deve contemplare la determinazione di alcuni parametri idonei alla formulazione di un bilancio dell'azoto relativo al sistema suolo-pianta:
  - 1) il fabbisogno prevedibile di azoto delle colture;
  - 2) l'apporto alle colture di azoto proveniente dal suolo e dalla fertilizzazione (Mantovi e Bonazzi, 2011).

Ai fini applicativi aziendali, il metodo del bilancio deve essere formulato attraverso la cosiddetta *equazione del bilancio*, che da un lato considera le asportazioni colturali presunte e dall'altro gli apporti azotati alle colture, sia atmosferici, sia dal suolo, sia da colture in precessione, sia da fertilizzazioni, distinguendo tra fertilizzanti organici (tra cui gli effluenti ed i digestati) e minerali di sintesi.

### **6.1.2 La digestione anaerobica nella Direttiva Nitrati e nelle norme di recepimento**

La Direttiva Nitrati all'articolo 2 definisce come *effluente di allevamento* le deiezioni del bestiame o una miscela di lettiera e di deiezioni di bestiame, anche sotto forma di prodotto trasformato. Stante questa definizione, gli effluenti zootecnici, quand'anche sottoposti al trattamento di digestione anaerobica, ai fini della direttiva restano effluenti zootecnici e quindi il loro utilizzo deve essere conforme alle misure dei programmi di azione per le zone vulnerabili. La direttiva specifica che il quantitativo di effluente di allevamento sparso sul terreno ogni anno, compreso quello rilasciato dagli animali stessi quando tenuti al pascolo, non comporti un quantitativo di azoto apportato superiore a 170 kg/ha. Il processo di digestione anaerobica ha lo scopo principale di ricavare energia in forma di biogas da biomasse di diversa provenienza. Il digestato pertanto, come residuo di un processo volto ad altra produzione specifica, si configura come "rifiuto". Nel caso però della digestione anaerobica applicata agli effluenti zootecnici, da soli o in miscela con biomasse d'origine agricola, il processo si configura anche come trattamento atto ad incrementare il valore fertilizzante del digestato, il quale, pertanto, non sarà da considerarsi "rifiuto". Una nota alla tabella 3.3. dell'allegato I del decreto 7 aprile 2006, specifica che le linee di trattamento dei liquami descritte "possono essere affiancate dal processo di digestione anaerobica che, pur non determinando di per sé riduzioni significative del carico di azoto, consente tuttavia, soprattutto con l'aggiunta di fonti di carbonio (colture energetiche, prodotti residuali delle produzioni vegetali), di ottenere un digestato a miglior valore agronomico ed una significativa produzione energetica in grado di sostenere maggiormente le stesse linee di trattamento elencate". Anche sostanze vegetali di origine agroindustriale avviate alla digestione anaerobica escono dalla normativa sui rifiuti (art. 185 del D. Lgs. 152/06), purché siano conferite all'impianto di digestione anaerobica come sottoprodotti, nel rispetto cioè di precise condizioni stabilite nel D.lgs. 205/2010.

Il digestato, cioè il residuo del processo di digestione anaerobica da biomasse di origine agricola, quando sono presenti liquami zootecnici nella miscela, di fatto viene assimilato ai liquami stessi, ma nulla viene precisato nel decreto ministeriale 7 aprile 2006 in riferimento ai digestati ottenuti da miscele senza effluenti di allevamento e su come vada considerata ai fini fertilizzanti la quota di azoto derivante da materiali diversi dagli effluenti zootecnici. Da notare anche che il digestato non è riconducibile a un "prodotto fertilizzante" noto e presente nel decreto legislativo 75/2010 (revisione della disciplina in materia di fertilizzanti). Anche per colmare queste lacune, le principali regioni del Nord Italia si sono dotate di specifiche

normative sulla gestione del processo di digestione anaerobica e l'utilizzo agronomico del digestato. La scelta è stata quella di mantenere il limite di 170 kg/ha solo per l'azoto di origine zootecnica nelle zone vulnerabili, ma allo stesso tempo obbligare alla stesura del piano di utilizzazione agronomica (P.U.A.), in modo da inserire l'azoto totale da digestato nel bilancio complessivo dell'azoto, imponendo in questo modo una riduzione della quantità di fertilizzante di sintesi consentita per arrivare a coprire il fabbisogno della coltura (Mantovi e Bonazzi, 2011).

## **6.2 Il digestato**

Il digestato (Fig. 8, 9, 10, 11, 12 e 13) è il residuo (o materiale di risulta) del processo di digestione anaerobica e può essere considerato un buon materiale fertilizzante, ad effetto concimante più o meno pronto a seconda della sua origine. Le caratteristiche chimiche di diversi digestati dipendono in larga parte da quelle dei materiali in ingresso agli impianti di digestione anaerobica (Mantovi e Bonazzi, 2011). Il digestato, convogliato alle vasche di stoccaggio prima del suo utilizzo in campo, emette in atmosfera quote più o meno importanti del biogas che continua a svilupparsi al suo interno. L'efficienza di degradazione della sostanza organica nel digestore è di fondamentale importanza per ridurre l'entità di queste perdite a valle. Una non corretta alimentazione al digestore, che dovesse ridurre i tempi di ritenzione idraulici delle biomasse al di sotto dei valori minimi consigliati, comporterebbe il convogliamento agli stoccaggi di quote importanti di sostanza organica non ancora sufficientemente degradata. Al fine di evitare queste emissioni in atmosfera e di recuperare la produzione residuale di biogas, è possibile coprire le vasche di stoccaggio con membrane gasometriche. Le tecniche adottabili possono essere quelle che normalmente vengono adottate per le coperture gasometriche dei digestori, ovvero possono essere impiegate coperture flottanti più o meno semplificate. Nel caso di coperture flottanti, oltre ad un opportuno ancoraggio per evitare che il vento possa danneggiare le coperture stesse, occorre prevedere la possibilità di raccogliere le acque piovane e scaricarle all'esterno. Il biogas recuperato dagli stoccaggi deve essere convogliato verso il cogeneratore, al pari di quanto avviene per il biogas prodotto nei reattori, con un duplice beneficio: ambientale per l'evitata immissione in ambiente di un pericoloso gas serra (metano), economico per il migliorato tornaconto energetico. Va considerato che la produzione residuale di biogas si riduce molto rapidamente a causa della mancanza di sostentamento termico, non essendo le vasche di stoccaggio riscaldate. Lo stoccaggio dovrebbe essere praticato in due o più bacini disposti in serie, di cui il primo, con capacità di contenimento almeno pari a 30 giorni di produzione, riservato a questa post digestione e dotato di adeguata copertura per il recupero del

biogas. Per evitare la formazione della crosta superficiale, questa prima vasca dovrebbe essere attrezzata con sistemi di miscelazione, di potenza e frequenza di funzionamento sufficienti a garantire il mantenimento in sospensione dei solidi a più bassa degradabilità (Mantovi e Bonazzi, 2011).

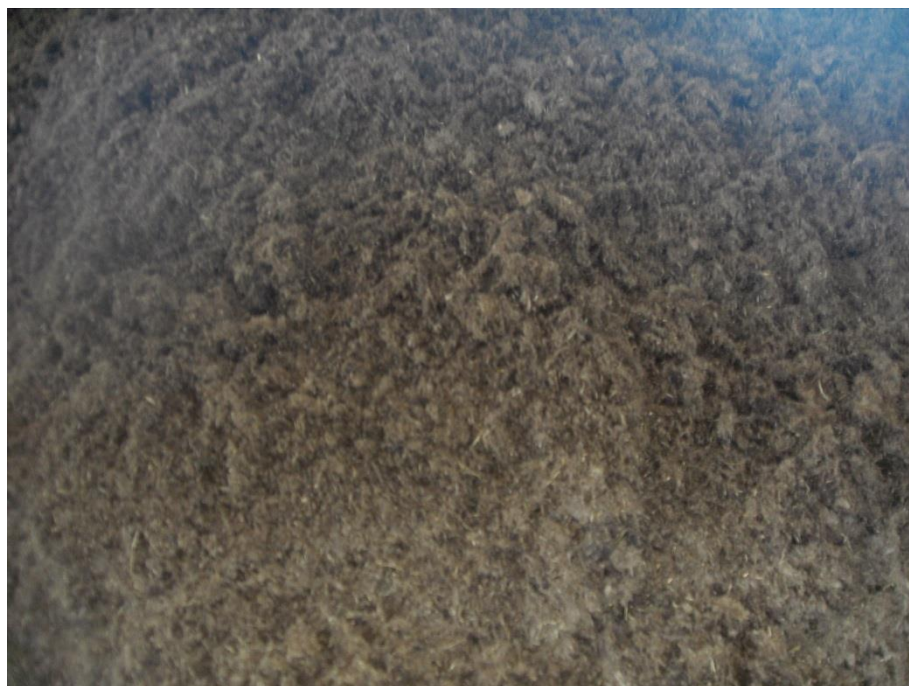


Figura 11 – Digestato solido al 25% di umidità



Figura 12 – Digestato liquido in fermentazione all'interno del digestore



Figura 13 – Carico e scarico del digestato liquido in azienda

### 6.2.1 L'azoto nel digestato

Il digestato è il frutto di una serie molto complessa di reazioni che, seppur non variando in modo significativo il quantitativo totale di azoto introdotto, modifica la composizione delle forme azotate presenti nelle matrici di partenza. Durante il processo le molecole contenenti azoto organico vengono demolite per produrre biogas dalla parte carboniosa, mentre il gruppo amminico viene liberato in soluzione sotto forma di azoto minerale (ammoniacale). L'entità di queste reazioni dipende dal tipo di composto azotato e dall'efficienza del processo di digestione anaerobica. Le quote di azoto organico e ammoniacale che si ritrovano nel digestato dipendono dalla “dieta” utilizzata per alimentare il digestore: con solo effluenti zootecnici, ad esempio, l'azoto caricato nel digestore è già prevalentemente in forma ammoniacale (fino al 70-75% dell'azoto totale in liquami suini), mentre caricando colture dedicate o sottoprodotti agroalimentari l'azoto è prevalentemente organico. Ne consegue che nel digestato prodotto da soli effluenti, la quota di azoto ammoniacale sarà incrementata rispetto alla percentuale iniziale e potrà arrivare fino all'80-85% dell'azoto totale. Nel caso, invece, del digestato da colture dedicate o miscele con sottoprodotti agroalimentari, la percentuale di azoto ammoniacale dipenderà prevalentemente dall'efficienza del processo; in linea generale, negli impianti con colture dedicate (come mais, sorgo, triticale) la percentuale di azoto ammoniacale nel digestato rappresenta il 50-60% dell'azoto totale.



Le prove di digestione anaerobica in reattori da laboratorio condotte dal C.R.P.A. nell'ambito di un progetto finanziato dal Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali su "digestione anaerobica dei liquami e direttiva nitrati", hanno permesso di verificare le modificazioni a carico della sostanza secca e dell'azoto dopo digestione anaerobica e a seguito di separazione solido/liquido del digestato. Relativamente alle forme azotate è stato evidenziato come durante il processo di digestione anaerobica parte dell'azoto organico caricato sia trasformato in azoto ammoniacale: nella composizione iniziale del liquame suinicolo la percentuale di azoto ammoniacale era del 62% dell'azoto totale (NTK), mentre è risultata del 73% nel digestato prodotto; stessa cosa è avvenuta per il liquame bovino dove è passata dal 43 al 52% e per la co-digestione con insilati di mais, con aumento dal 22 al 56%. Il fenomeno è risultato molto più evidente nella co-digestione perché in questo caso l'azoto presente in partenza era fornito prevalentemente dall'insilato di mais e quindi in forma organica. A ciò si aggiunge che l'azoto organico del silomais non è stato sottoposto ad alcuna predigestione negli apparati digerenti animali e di conseguenza è risultato molto più reattivo rispetto a quello escreto da suini e bovini. Quindi, in linea generale, i digestati ottenuti dagli effluenti zootecnici presentano una potenziale maggiore efficienza d'uso dell'azoto in essi contenuto, grazie alla mineralizzazione avvenuta ed alla conseguente maggiore disponibilità per le colture. La condizione è però che la maggiore emissività a carico della quota ammoniacale sia contrastata con la copertura, ove possibile, dei diversi bacini di stoccaggio e con l'adozione di tecniche di spandimento conservative dell'azoto. I digestati con prevalenza di prodotti vegetali possono essere paragonati a quelli derivanti da liquami bovini, dal punto di vista della disponibilità dell'azoto per le coltivazioni (Mantovi e Bonazzi, 2011).

### **6.2.2 Separazione solido/liquido**

Il digestato è quasi sempre caratterizzato da un alto contenuto di acqua che determina costi di gestione, trasporto e distribuzione in campo piuttosto elevati. La separazione solido/liquido rappresenta la tecnica più semplice per concentrare la sostanza organica ed i nutrienti in una frazione più densa. Ciò è di particolare interesse quando il digestato deve essere trasportato lontano a causa della presenza di surplus azotati nell'area adiacente all'impianto. Il digestato sottoposto a separazione solido/liquido genera una frazione chiarificata che contiene buoni livelli di azoto in forma ammoniacale, compreso quello mineralizzatosi nel corso della digestione, e una frazione solida – o addensata – con un'elevata percentuale di sostanza organica parzialmente stabilizzata (Mantovi et al., 2009). La frazione chiarificata può essere utilizzata per concimare le colture, potendo conseguire un elevato coefficiente d'efficienza

dell'azoto, se distribuita in periodi coincidenti con lo sviluppo colturale e con tecniche limitanti le emissioni ammoniacali. La frazione solida, contenente sostanza organica che in funzione dell'efficienza del processo ha ancora una degradabilità più o meno elevata, può invece essere valorizzata ai fini ammendanti. Si consideri a questo proposito la "fame" di sostanza organica per i suoli, che a livello nazionale ha portato ad un netto incremento dell'impiego di ammendanti, quasi quadruplicati nell'ultima decina di anni (Adua, 2008). Da un punto di vista della gestione pratica degli effluenti, inoltre, la separazione solido/liquido previene i problemi di flottazione superficiale delle frazioni sospese (il caratteristico "cappello") negli stoccaggi o la sedimentazione sul fondo delle vasche, che nel tempo ne riduce la capacità di contenimento. La viscosità degli effluenti viene ridotta e la conseguente pompabilità migliorata. La frazione chiarificata può essere applicata con efficacia in microirrigazione, purchè si provveda ad una separazione solido/liquido spinta. Nelle prove di separazione solido/liquido del digestato condotte alla scala di laboratorio dal C.R.P.A. nell'ambito del suddetto progetto finanziato dal Ministero delle politiche agricole, alimentari e forestali, è risultato evidente che la digestione anaerobica, demolendo la sostanza organica, determina una riduzione di concentrazione di solidi totali e delle frazioni sospese più degradabili rispetto ai liquami zootecnici tal quali, con una conseguente riduzione dell'efficienza di separazione. Nel caso specifico, la separazione solido/liquido del digestato è stata condotta con una centrifuga da laboratorio a 7.000 giri/min. I risultati ottenuti, pertanto, hanno significato in termini di confronto tra i diversi materiali sottoposti a separazione, ma non sono estendibili in modo diretto a quelli ottenibili con i diversi dispositivi di campo. Per esempio, le centrifughe commerciali, pur lavorando a velocità inferiori, producono una frazione solida più asciutta di quella ottenuta in laboratorio, per come è configurato il loro sistema di scarico. All'aumentare della percentuale di azoto totale sui solidi totali, che può rappresentare un indice di efficacia del processo di digestione anaerobica, l'efficienza di separazione dell'azoto totale si riduce proporzionalmente in tutte le matrici (Mantovi e Bonazzi, 2011). L'efficienza di separazione dell'azoto risulta ancora più penalizzata di quella dei solidi per il processo di mineralizzazione dell'azoto organico ad ammoniacale, con aumento quindi della quota di azoto solubile a scapito di quella sospesa. Il fenomeno è risultato più chiaro nel caso del liquame suinicolo in cui l'efficienza di separazione dell'azoto totale è passata dal 50 al 28%. Nel caso del liquame bovino, invece, il fenomeno è meno accentuato grazie alla presenza di maggiori quantità di frazioni fibrose meno degradabili che, in fase di separazione solido/liquido, permettono di mantenere più elevata l'efficienza: in questo caso, l'efficienza di separazione dei solidi totali è rimasta quasi invariata tra il 75 e il

77%, mentre l'efficienza di separazione dell'azoto totale si è ridotta dal 56 al 48%. L'effetto combinato di mineralizzazione ed efficienza di separazione fa sì che la quantità di azoto ammoniacale presente nella frazione chiarificata del liquame suino digerito sia risultata maggiore del 36% rispetto a quella del chiarificato da liquame tal quale non digerito e separato con la stessa tecnica. Nel caso del liquame bovino tale differenza è risultata pari al 43%. La riduzione delle efficienze di separazione della sostanza secca e dell'azoto per i digestati rispetto agli effluenti freschi può risultare sfavorevole qualora si persegua l'obiettivo di concentrare questi elementi nella frazione solida, ad esempio per esportarli; per questo fine sarebbe certamente più conveniente sottoporre a separazione gli effluenti non digeriti. Questo svantaggio è tuttavia compensato dall'incremento nella frazione liquida del digestato della quota di azoto ammoniacale, di più pronta disponibilità per le colture e, quindi, potenzialmente in grado di elevare l'efficienza d'uso dell'elemento (Mantovi e Bonazzi, 2011).

### **6.3 L'utilizzo agronomico del digestato**

I principali vantaggi dell'uso agronomico del digestato sono:

- a) la distribuzione di materiale stabilizzato e igienizzato.

Prove condotte dal Dipartimento di Produzione Vegetale (Di.Pro.Ve.) dell'Università di Milano hanno dimostrato come la digestione anaerobica in mesofilia, già al 20° giorno di ritenzione idraulica, porti ad un abbattimento fino a 5 unità logaritmiche dei coliformi fecali riscontrabili nei materiali in ingresso all'impianto (Adani e D'Imporzano, 2009). La competizione microbica, la produzione di ammoniaca endogena e l'efficacia della stabilizzazione della sostanza organica nel materiale in digestione sono i fattori chiave della riduzione dei batteri enterici. I valori di carica batterica portano ad affermare che l'utilizzo agronomico del digestato significa maggiore sicurezza nei confronti della popolazione, rispetto allo spandimento di effluenti zootecnici non trattati, per il basso contenuto di microrganismi indicatori di situazioni di rischio per la salute pubblica.

- b) L'apporto di sostanza organica utile al ripristino della stessa nel terreno.

La sostanza organica contenuta nel digestato, in funzione dell'efficienza del processo ha ancora una degradabilità più o meno elevata, ma comunque inferiore a quella dei materiali inviati al processo di digestione anaerobica. Essa dovrebbe essere valorizzata ai fini ammendanti, magari ulteriormente stabilizzata per mezzo del compostaggio; tale sostanza organica può risultare di grande utilità per ripristinare il bilancio umico dei

suoli, soprattutto quelli italiani e siciliani, che hanno perso negli ultimi 50-60 anni circa il 50% del contenuto di sostanza organica totale.

c) La riduzione delle emissioni di gas serra ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ).

Con la digestione anaerobica si converte parte della sostanza organica in biogas, poi utilizzato ai fini energetici e quindi convertito in anidride carbonica; in tal modo, oltre a sostituire i combustibili fossili, si evitano le emissioni di importanti quote di metano che si originerebbero in modo naturale dagli stoccaggi degli effluenti zootecnici. Si ricorda che il metano ha un potenziale serra (Global Warming Potential) 23 volte maggiore rispetto all'anidride carbonica. Le emissioni di protossido di azoto, importante gas serra di derivazione principalmente agricola, sono funzione della quantità di azoto applicata al suolo e della presenza di sostanza organica facilmente biodegradabile, fattori che rendono il potenziale di emissione più elevato. Il digestato contiene un materiale organico piuttosto stabilizzato, in seguito ai processi operati dalla digestione anaerobica, con effetto che dovrebbe risultare mitigante sulle emissioni di protossido. Tale effetto di riduzione è esaltato dall'utilizzo della frazione chiarificata dei digestati che comporta, rispetto ai liquami tal quali, un apporto di frazione organica minore durante le fertilizzazioni, a parità di azoto somministrato. Inoltre, la sostituzione parziale o totale dei fertilizzanti di sintesi, ottenibile grazie alla valorizzazione dei nutrienti contenuti nel digestato, determina una mitigazione indiretta delle emissioni di anidride carbonica, monossido di carbonio, ossidi di azoto e zolfo e acido cloridrico, sostanze coinvolte nei fenomeni di riscaldamento globale e acidificazione (Wood e Cowie, 2004).

d) L'apporto di elementi della fertilità (N, P, K, microelementi).

Il digestato è un materiale generalmente più omogeneo rispetto al liquame tal quale, con un migliore bilanciamento del rapporto N/P qualora si preveda la co-digestione degli effluenti zootecnici assieme a materiali di origine vegetale. Il digestato rispetto ai liquami non trattati contiene una più elevata percentuale di azoto inorganico (ammoniacale), prontamente disponibile per le piante e, grazie alla sua maggiore omogeneità e fluidità, penetra nel suolo più facilmente e questo fattore può concorrere alla riduzione delle emissioni ammoniacali. L'efficienza d'uso dell'azoto contenuto nel digestato può quindi aumentare in modo significativo rispetto a quella ottenibile con gli effluenti zootecnici tal quali, ma solo se l'utilizzo fertilizzante del digestato viene effettuato secondo la buona pratica agricola; in caso contrario gli impatti ambientali possono anche essere più negativi di quelli dovuti agli effluenti zootecnici tal quali (Mantovi e Bonazzi, 2011).

### 6.3.1 Ottimizzazione dell'uso agronomico

Per un efficace utilizzo del digestato come fertilizzante, possono essere ritenuti validi gli stessi criteri d'uso dei liquami non trattati:

- adeguata capacità di stoccaggio (calcolata sulla base di quanto previsto dalla normativa nazionale e regionale vigente per le diverse tipologie di effluente e di presenza di zone vulnerabili a nitrati);
- limitazioni stagionali per l'applicazione al suolo (durante il periodo invernale);
- rispetto delle quantità di azoto utilizzabili per ettaro (in accordo con il piano di fertilizzazione, l'efficienza e le asportazioni colturali);
- applicazione delle migliori tecniche disponibili nello stoccaggio e nella distribuzione (distribuzione a bande, interrimento contestuale alla distribuzione, fertirrigazione);
- periodi di applicazione più opportuni (non piovosi e il più possibile coincidenti con i periodi di sviluppo delle colture).

Con la separazione solido/liquido del digestato si concentra nella frazione chiarificata un'elevata percentuale dell'azoto sotto forma ammoniacale, prontamente assimilabile dalle colture, e nella frazione solida l'azoto organico a più lenta mineralizzazione, che rende tale materiale più adatto per un uso ammendante. Considerate le caratteristiche della frazione chiarificata del digestato, esse si avvicinano a quelle di un concime liquido a pronto effetto, sebbene con titolo ridotto (generalmente meno di 5 kg N/t). Si ritiene giustificata, per questa specifica frazione, la richiesta di innalzamento del limite di 170 kg N/ha/anno imposto dalla Direttiva nitrati per le zone vulnerabili, a condizione di farne uso nei periodi opportuni, quelli il più possibile ravvicinati allo sviluppo colturale, e adottando per lo spandimento le migliori tecniche disponibili (Valli et al., 2007). Infatti come già specificato, la definizione di *effluente zootecnico* che viene data all'articolo 2 della direttiva nitrati impedisce di utilizzare i liquami, anche dopo trattamento, a dosi superiori a quelle stabilite per le zone vulnerabili da nitrati. Dopo più di 20 anni dall'uscita della Direttiva nitrati, questa scelta appare non più totalmente condivisibile; ciò grazie alle migliori conoscenze dei processi e alle innovazioni tecnologiche realizzate, che oggi permettono di modificare la composizione e le qualità del liquame e quindi la disponibilità per le piante dei nutrienti che contiene. L'innalzamento del tetto di 170 kg N/ha/anno, per specifiche condizioni, potrebbe comportare una riduzione significativa dell'uso dei concimi di sintesi, la cui produzione, va ricordato, oltre a richiedere molta energia, è fonte di considerevoli emissioni di gas ad effetto serra. In pratica per gli agricoltori vorrebbe dire non dover più delocalizzare l'azoto minerale già disponibile negli effluenti e di conseguenza non doverne acquistare dello stesso tipo sotto forma di concime commerciale

(Mantovi e Bonazzi, 2011). Per la frazione solida da digestati, che contiene un'elevata percentuale di sostanza organica parzialmente stabilizzata, la valorizzazione dovrebbe essere ai fini ammendanti, anche esportandola a distanza dal centro di produzione. Nel suo utilizzo sui terreni si deve considerare anche la concentrazione di fosforo, che potrebbe limitarne gli apporti su quei terreni che, per le loro caratteristiche chimico-fisiche, sono più soggetti alla lisciviazione dell'elemento (Paris et al., 2004). Tecniche per l'aggiustamento del rapporto N/P, per esempio con l'aggiunta di soluzioni di solfato d'ammonio derivanti da processi di stripping, di osmosi inversa o di semplici trattamenti di lavaggio in appositi scrubber di arie esauste ricche di ammoniaca, sono in fase di sperimentazione (Mantovi e Bonazzi, 2011).

### **6.3.2 Norme e incentivi**

L'utilizzo agronomico delle varie matrici organiche, tra cui il digestato, è governato da diverse specifiche normative. Ad esempio, il compost di qualità controllata ottenuto da scarti organici selezionati alla fonte, viene utilizzato come ammendante ed è commercializzato secondo le indicazioni e i limiti indicati nella legge sui fertilizzanti (decreto legislativo 75/2010). Le attività di utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento sono state disciplinate con decreto ministeriale 7 aprile 2006. I fanghi di depurazione possono essere utilizzati sui terreni agricoli nel rispetto delle condizioni riportate nel D.Lgs. 99 del 1992, in attuazione della direttiva fanghi (86/278/CEE) e in anni recenti alcune regioni si sono dotate di specifica disciplina d'uso dei fanghi, più restrittiva (Mantovi e Bonazzi, 2011). Per quanto riguarda il digestato, occorre precisare che altre possibili destinazioni di questo materiale, oltre all'uso agronomico, potrebbero essere:

1. l'invio a depurazione con sversamento in pubblica fognatura o in acque superficiali;
2. l'invio a compostaggio insieme ad altri scarti/rifiuti organici.

Entrambi i casi si configurano come conferimenti a impianti che trattano rifiuti, per i quali il quadro normativo è in qualche modo delineato in tutti gli aspetti; secondo il Catasto europeo, al digestato possono essere attribuiti due codici, in funzione delle biomasse di partenza:

- [190604]: digestato prodotto dal trattamento anaerobico di rifiuti urbani;
- [190606]: digestato prodotto dal trattamento anaerobico di rifiuti di origine animale o vegetale.

Nel caso di uso agronomico del digestato, invece, il percorso normativo è in alcuni casi definito, in altri no, in funzione della natura e della classificazione delle matrici in ingresso. La disciplina è quella degli effluenti zootecnici (decreto ministeriale 7 aprile 2006) quando la matrice in ingresso agli impianti è costituita solo da questi. Quando accade, come nella

maggior parte dei casi, che agli effluenti zootecnici vengano aggiunte biomasse di origine agricola o agroindustriale le norme applicative sono regionali e attualmente in fase di definizione a livello nazionale (Mantovi e Bonazzi, 2011). Per quanto riguarda gli incentivi all'utilizzo fertilizzante del digestato, si segnalano i Programmi di Sviluppo Rurale (PSR, lo strumento che mette a disposizione delle imprese agricole e di trasformazione una serie di misure a sostegno degli investimenti e di azioni agroambientali finalizzate ad orientare lo sviluppo rurale della regione secondo le finalità politiche comunitarie) regionali (2007-2013) ove è prevista una misura, la 214 "pagamenti agroambientali", che finanzia impegni volontari e aggiuntivi a quelli previsti dalla condizionalità, mirando a favorire un utilizzo e una gestione sostenibile dei terreni agricoli. Alcune delle pratiche finanziate dovrebbero concorrere alla tutela/incremento della sostanza organica dei terreni. Azioni specifiche del PSR di molte Regioni sono tese ad ampliare gli ambiti in cui si attua una fertilizzazione equilibrata, organica e minerale, favorendo l'utilizzo degli effluenti di allevamento (provenienti da allevamenti che impiegano lettiera o assimilati) anche nelle aree a bassa densità zootecnica. Diverse azioni prevedono comunque contributi anche per le aziende che utilizzino altri ammendanti di origine non zootecnica, purchè su terreni a basso contenuto di sostanza organica. Le azioni incentivate mettono in rilievo il ruolo significativo che può giocare l'agricoltura nella tutela ambientale, se si considera il contributo che potrebbe dare al sequestro del carbonio nei terreni nel quadro della riduzione dei gas ad effetto serra (CO<sub>2</sub>) e per la conseguente mitigazione dei cambiamenti climatici (Mantovi e Bonazzi, 2011).

## **Capitolo 7. Caso studio: la digestione anaerobica del siero di caseificazione**

### **7.1 Introduzione all'argomento**

Secondo il rapporto pubblicato dall'ISTAT nel 2006 ("Rilevazione annuale sul latte e sui prodotti lattiero-caseari" relativa al periodo gennaio-dicembre 2004), l'Italia si colloca al quinto posto tra i maggiori produttori al mondo di formaggio, con circa 1,4 milioni di tonnellate all'anno. Tale quantitativo è da attribuirsi per circa il 90% a piccoli caseifici, cioè stabilimenti con una capacità produttiva inferiore a 200 t/anno. Il maggior sottoprodotto dell'industria lattiero-casearia è il siero, che viene essenzialmente utilizzato per la produzione di ricotta e talvolta di burro e panna. Questo rappresenta in volume tra l'80 e il 90% del latte utilizzato in caseificazione. Si può quindi stimare che, a livello italiano, a fronte di una raccolta di latte di oltre 10 milioni di tonnellate all'anno, la produzione di siero si attesti tra gli 8 e i 9 milioni di tonnellate all'anno. Ed è al siero che si associa il maggior carico inquinante dei processi di caseificazione, dato il suo elevato carico di sostanza organica (COD). In termini di COD, il potenziale inquinante di un litro di siero derivante dalla produzione del formaggio è approssimativamente pari a 75-110 g/L (Yorgun et al., 2008). Tradizionalmente, il siero di caseificazione è stato destinato all'alimentazione suinicola, allo spargimento sui campi o alla cessione ad aziende di trasformazione. Tuttavia, la remunerazione ottenibile dalla cessione a terzi del siero tal quale non refrigerato è in generale molto modesta. Attualmente, grazie allo sviluppo di nuove tecnologie di separazione, concentrazione e trasformazione, sono percorribili diverse vie di valorizzazione e reimpiego sia del siero tal quale sia dei suoi componenti. Alla base di questa nuova gestione sta la trasformazione del siero per il recupero di alcune sostanze di grande interesse nutrizionale e farmaceutico. Le possibilità di valorizzazione sono però strettamente dipendenti dalla qualità e dalle modalità di conservazione del siero in azienda; sieri piuttosto acidi, non raffreddati e, in certe situazioni, molto carichi di ceneri, sono difficilmente valorizzabili o possono richiedere trattamenti più articolati e costosi, rispetto alla semplice filiera base di recupero delle proteine per mezzo di ultrafiltrazione. In questi casi la valorizzazione energetica può risultare più opportuna. Più in generale, sono possibili diverse alternative che combinano – in diverso grado – la valorizzazione come materia o energia e che forniscono quindi un panorama più ampio e flessibile di soluzioni atte a trasformare, in molte se non in tutte le situazioni, uno scarto in una risorsa (Ficara et al., 2011).



## 7.2 Il siero di caseificazione

Il siero è la parte liquida del latte che si separa dalla cagliata, cioè dalla precipitazione e la rimozione della caseina e dei grassi del latte durante il processo di caseificazione e rappresenta tra l'85 e il 95% in volume del latte utilizzato. Il siero contiene circa il 55% dei nutrienti contenuti nel latte, in particolare lattosio, proteine solubili, grassi e sali minerali (8-10% della sostanza secca, principalmente NaCl e KCl e sali di calcio, per la maggior parte fosfati), oltre ad altre componenti come l'acido lattico, l'acido citrico, alcune vitamine, la lattoflavina. Le siero-proteine sono costituite principalmente da:  $\beta$ -lactoglobulina (50%),  $\alpha$ -lactoalbumina (12%), immunoglobuline (10%), siero-albumina (5%) e peptoni. Esse hanno un elevato valore alimentare, anche superiore alle proteine dell'uovo, ed un contenuto di amminoacidi essenziali più elevato di quello della caseina. Esistono due varietà di siero (tabella 5): il siero dolce e il siero acido, prodotte da due diverse modalità di coagulazione del latte (Ficara et al., 2011). Il siero dolce (pH=6-7) si genera con l'utilizzo del caglio, il siero acido (pH<5) si ottiene quando la coagulazione deriva da una parziale fermentazione del lattosio ad acido lattico o dall'aggiunta di acidi minerali (HCl o H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Rispetto al siero dolce, quello acido ha un più alto contenuto di ceneri, ed in particolare di calcio, un basso contenuto di siero-proteine, un più basso tenore di lattosio ed il suo uso in campo alimentare è limitato dal sapore acidulo e dall'alto contenuto di sali (Mawson, 1994).

**Tabella 5 – Composizione media del siero latte dolce e del siero acido**

| Componente                  | Siero dolce          | Siero acido  |
|-----------------------------|----------------------|--------------|
| pH                          | 5,9÷6,3 ( $\geq 6$ ) | 4,3÷4,6 (<6) |
| Solidi Totali (%)           | 6,3÷6,5              | 6,0÷6,2      |
| Proteine (% sul secco)      | 11,5÷13,5            | 5,3÷12,1     |
| Grasso (% sul secco)        | 0,8÷7,9              | <1           |
| Lattosio (% sul secco)      | 71,8÷77,4            | 67,7÷80,7    |
| Ceneri (% sul secco)        | 7,8÷9,7              | 13,1÷14,0    |
| Acido Lattico (% sul secco) | 0,7÷0,78             | ~6,4         |
| Sali minerali (% sul secco) | ~8,5                 | $\leq 12,5$  |

In generale il siero è caratterizzato da costituenti di notevole interesse sia alimentare sia farmaceutico. Tuttavia, in assenza di una filiera di valorizzazione, il siero rappresenta un notevole problema ambientale a causa dell'alto contenuto di sostanza organica. I valori dei principali parametri di inquinamento, dedotti dalla letteratura scientifica, sono riassunti in

tabella 6 (Kalyhuzhnyi et al., 1997; Mawson, 1994; Demirel et al., 2005; Räsänen et al., 2002). Il problema principale è chiaramente il tenore di sostanza organica, mentre i valori elevati assunti dai rapporti BOD/TKN e BOD/P suggeriscono che i nutrienti vengano rimossi contestualmente alla sostanza organica. Dovendo prevedere un trattamento di stabilizzazione, la via biologica appare la più appropriata in ragione dell'elevata biodegradabilità della matrice (degradabilità aerobica pari al 99%, degradabilità anaerobica pari al 94-99%, Ergünder et al., 2001). Tenendo conto dell'elevata concentrazione di BOD, la filiera di processo più appropriata è costituita da uno stadio di degradazione anaerobica con trasformazione del 70-90% della sostanza organica in biogas, seguito da un finisaggio con trattamento a fanghi attivi convenzionale, che consenta di ottenere un effluente compatibile con lo scarico in corpo idrico superficiale. Lo stadio di digestione anaerobica valorizza l'elevato contenuto energetico del siero, grazie alla produzione di biogas e alla successiva conversione in energia elettrica e termica. Per quanto riguarda gli aspetti energetici, è da sottolineare che il caseificio stesso rappresenta un'utenza nella quale vi sono elevate richieste di calore nel processo e di raffreddamento e condizionamento per la conservazione del formaggio. Questa situazione garantisce un ottimo sfruttamento dell'intera energia disponibile nel biogas, per via cogenerativa o trigenerativa (Ficara et al., 2011).

**Tabella 6 – Valori dei principali parametri aggregati per il siero**

| Parametro                          | Valore    |
|------------------------------------|-----------|
| COD (g/L)                          | 60-80     |
| BOD (g/L)                          | 30-50     |
| ST (%)                             | 6-6,5     |
| SV (% su ST)                       | 85-90     |
| TKN (g/L)                          | 0,500-1,5 |
| P (g/L)                            | 0,15-0,5  |
| Alcalinità (meq/L)                 | 50        |
| Conducibilità (S m <sup>-1</sup> ) | 0,57      |

### **7.3 Le filiere di trattamento per la valorizzazione del siero**

Come visto, il siero può rappresentare una notevole fonte di inquinamento ambientale. Tuttavia, esso ha di per sé un elevato valore alimentare e contiene diverse componenti di pregio. Da alcuni anni, sono state sviluppate e sono disponibili sul mercato varie alternative tecnologiche finalizzate al recupero di queste componenti, in particolare il lattosio e le sieroproteine, o finalizzate alla valorizzazione energetica del siero tal quale o di suoi sottoprodotti, che consentono ritorni economici superiori a quelli derivanti dall'impiego del siero nell'alimentazione zootecnica (Mawson, 1994; Gonzaléz Siso, 1996). Vengono ora richiamate alcune delle principali tecnologie di trattamento e poi discussi i principali impieghi dei prodotti così ottenuti.

Quando lo si voglia valorizzare come tale, il siero dovrebbe essere sottoposto a pretrattamenti e ad una riduzione di volume, per ridurre i costi di trasporto. Di solito, si procede alla riduzione del tenore di grassi al di sotto dello 0,01%, mediante centrifugazione, per facilitare le successive operazioni di concentrazione, se presenti. Queste possono avvenire con membrane di nano filtrazione o osmosi inversa, oppure per evaporazione sotto vuoto, arrivando in questo caso ad un tenore di solidi del 30% (pre-condensazione) o fino al 40-50%. Il siero o il suo condensato devono essere raffreddati per inibire l'attività batterica e rallentarne la fermentazione. Il siero così preparato è di solito ceduto ad un'azienda di trasformazione, che provvede alla polverizzazione con trattamento di spray-drying, cioè con un processo di atomizzazione utilizzato per la nebulizzazione e l'essiccamento di sospensioni liquide. Il principale destino del siero in polvere così prodotto resta la preparazione dei mangimi per l'alimentazione animale. In alternativa, il siero in polvere trova impieghi anche nell'industria alimentare, soprattutto nella preparazione di gelati e di prodotti da forno. Possibili limitazioni al suo uso in ambito alimentare derivano invece dalla concentrazione di sali, dal basso potere dolcificante rispetto al tenore proteico e dalla bassa solubilità del lattosio. In alternativa, è possibile separare le due componenti principali del siero (proteine e lattosio), con trattamenti a membrana e in particolare con l'ultrafiltrazione. Questa costituisce infatti la tecnologia di elezione per la separazione delle proteine, con numerose applicazioni e studi (inter alia: Brans et al. 2004; Malpei e Mezzanotte, 1998). Si osserva inoltre che in ambito lattiero-caseario le membrane possono trovare anche ampi utilizzi a livello produttivo: purificazione del latte, sua preconcentrazione prima della caseificazione, etc. (Poüilot, 2008).

## 7.4 La digestione anaerobica del siero

Come si è detto, il siero presenta concentrazioni di sostanza organica e una degradabilità anaerobica tali da consentirne un'ottima valorizzazione energetica mediante questa via. Una prova di producibilità di biometano è stata svolta presso il laboratorio LISA dell'ex- DIAR, ora DICA – Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale del Politecnico di Milano, a partire dal siero prodotto dalla caseificazione del grana padano e del provolone. Sono state condotte due prove in duplicato, a diversi gradi di diluizione (basso, P1, e alto, P2). Si può notare come il processo di degradazione anaerobica, da parte di un inoculo di microrganismi non adattati a questo tipo di matrice, sia comunque concluso in 7-14 giorni. Inoltre, la degradazione del siero a fine prova (cioè dopo 21 giorni) è risultata del 91%, a conferma dell'ottima degradabilità anaerobica riconosciuta nella letteratura scientifica. Infatti, la componente principale del siero, il lattosio, fermenta producendo acidi organici ed etanolo poi convertiti ad acido acetico ed a metano. Le sieroproteine sono anch'esse facilmente degradate da fanghi acclimatati ed il contenuto di lipidi, a valle della scrematura, non è tale da causare seri problemi di inibizione. Le numerose esperienze di laboratorio descritte in letteratura confermano la fattibilità tecnica della degradazione anaerobica del siero, con elevate rese di conversione. Le configurazioni impiantistiche proposte sono numerose, con prevalenza di filtri anaerobici (reattori nei quali è presente un supporto fisso o mobile per l'attecchimento della biomassa) e di reattori UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), in cui la biomassa si sviluppa sotto forma di granuli di formazione spontanea. Più recentemente, sono stati applicati bioreattori a membrana anaerobici (AnMBR). Sono comunque tutti reattori ad alto carico, grazie alla loro capacità di supportare e mantenere elevate concentrazioni della biomassa anaerobica nel reattore. Si può osservare che, per sieri diluiti e/o deproteinati con concentrazioni comprese tra 5 e 15 g/L, i carichi organici volumetrici (OLR) adottati sono prevalentemente nell'intervallo tra 3 e 8 g/m<sup>3</sup>/d, con tempi di ritenzione idraulica (HRT) piuttosto brevi (3-8 ore). Su sieri più concentrati, il carico volumetrico può salire a 10-20 g/m<sup>3</sup>/d con tempi di ritenzione attorno a 5 giorni (Ficara et al., 2011). Le principali problematiche menzionate in letteratura riguardano la bassa alcalinità e rapida fermentabilità del siero, che possono richiedere un dosaggio significativo di alcalinità per stabilizzare il pH di lavoro (tra 0,2 ed 1 gNaHCO<sub>3</sub>/gCOD, Mockaitis et al., 2006) ed il contenuto salino, in particolare di sodio e calcio, che possono rendere difficoltosa la formazione di granuli di adeguata densità nei reattori UASB. Il primo problema è più rilevante nel caso di digestione di siero deproteinato, in quanto la degradazione anaerobica del solo lattosio non genera alcalinità. L'aggiunta di micronutrienti a supporto della crescita batterica consente inoltre di

migliorare le rese di degradazione (Bezerra et al., 2007). I dati relativi ad esperienze a piena scala sono meno numerosi e piuttosto disomogenei (Mawson, 1994) e tuttavia suggeriscono che si possono ottenere ottimi livelli di degradazione (fino al 90%, prudenzialmente tra il 75 e l'85%) con reattori mesofili ad alto carico organico ( $10 \text{ kg/m}^3/\text{d}$ ). Il biogas prodotto (circa pari a  $20 \text{ m}^3$  biogas per  $\text{m}^3$  di permeato) da 10.000 t/anno di siero è inviato alla cogenerazione con produzione di 500 kW di energia elettrica e 580 kW di energia termica. In questo modo, il caseificio riesce a soddisfare più di un terzo della propria richiesta di energia e riscaldamento. I costi di investimento sono stati di 2 M€, ripagati in 4-5 anni (da <http://www.bioprom.net>). Un'altra realtà a piena scala si ha in un caseificio della Daisy Brand in Texas che utilizza una tecnologia AnMBR per trattare il siero e le acque di lavaggio, in condizioni mesofile. La portata trattata è di  $190 \text{ m}^3/\text{d}$  e presenta un COD medio in ingresso di  $60 \text{ kgCOD/m}^3$ . Dai dati forniti dal costruttore risulta una concentrazione media in uscita di  $0,2 \text{ kg/m}^3$ , pari quindi ad una efficienza degradativa superiore al 99% (Ficara et al., 2011).

Un'alternativa possibile è la codigestione del siero con le deiezioni zootecniche, purché operata in reattori miscelati e riscaldati. Dalla loro miscelazione si ottiene una matrice di più agevole trattabilità rispetto alle matrici di origine. Infatti, la presenza delle deiezioni consente di bilanciare il basso contenuto di alcalinità e di azoto del siero, il suo elevato tenore di sostanze rapidamente idrolizzabili e l'elevato tenore di lipidi nelle deiezioni, rendendo più stabile la catena degradativa. Rispetto a questo aspetto, risultano ottimali miscele il cui contenuto di siero contribuisce per il 20-50% ai solidi volatili complessivamente alimentati (Gelegenis et al., 2007). Tuttavia, la codigestione in questi rapporti è possibile solo se l'impianto di digestione viene concepito per il trattamento della miscela. Nel caso di aggiunta di siero a reattori già esistenti e dimensionati per il trattamento delle deiezioni zootecniche, la percentuale di siero codigeribile è certamente inferiore e va attentamente valutata in relazione ai vincoli imposti dalla struttura esistente (tempi di residenza, carichi applicabili, modalità di miscelazione e riscaldamento). Il rapporto di miscelazione va quindi valutato caso per caso (Ficara et al., 2011).

## **7.5 Il siero come risorsa**

In questo capitolo sono state analizzate le tecnologie applicabili per la valorizzazione del siero. I componenti principali e di maggior impatto ambientale ai fini dello smaltimento sono rappresentati da lattosio, proteine e grassi. Il lattosio è il maggior responsabile dell'elevato carico di COD presente nel siero, viste le sue elevate quantità ( $71,8 \div 77,4\%$  sul secco) e, insieme alle proteine ( $11,5 \div 13,5\%$  sul secco) e ai grassi ( $0,8 \div 7,9\%$  sul secco), rappresenta il

97,7% di COD totale del siero. Le proteine sono responsabili, invece, di buona parte del carico di N, il quale rappresenta il 15% della loro composizione. Separando e trattando tali componenti dal siero stesso è possibile ricavare prodotti di grande interesse nutrizionale, farmaceutico (in particolar modo le proteine stesse) oppure energia, riducendo in maniera molto significativa il suo carico inquinante. Si prospetta dunque ai caseifici l'opportunità di considerare il siero non più come uno scarto per il quale individuare una soluzione di smaltimento, ma come una risorsa da valorizzare.

Per caseifici di medie e grandi dimensioni o per soluzioni di tipo consortile, l'alternativa che qui emerge come particolarmente interessante, per il compromesso tra costi di impianto e ricavi conseguibili, è la separazione, con membrane di ultrafiltrazione, delle siero-proteine, seguita dalla digestione anaerobica del permeato, impiegando reattori dedicati e ad alto carico, per l'ulteriore produzione di energia rinnovabile e calore. In un prossimo futuro, la fase di digestione anaerobica potrebbe essere inoltre affiancata o sostituita dalla produzione di bio-idrogeno. Per caseifici che disponessero di un digestore anaerobico già esistente e alimentato con reflui zootecnici, può essere interessante considerare l'alternativa di co-digestione. La frazione di siero alimentabile va tuttavia ben calibrata in relazione alla capacità di trattamento residua del digestore e delle sue caratteristiche costruttive. Per quanto riguarda la fase di digestione anaerobica, data l'ottima degradabilità anaerobica, l'assenza di materiale particolato e la rapida idrolizzabilità del siero, questa può essere condotta in reattori ad alto carico, come reattori UASB, filtri anaerobici o AnMBR, a limitato ingombro ed alta efficienza di conversione. Lo sfruttamento energetico del biogas avverrebbe inoltre in un contesto in cui buona parte dell'energia termica di cogenerazione sarebbe utilizzabile in loco e nel quale, in funzione della dimensione del caseificio, potrebbe essere opportuno ed interessante valutare l'impiego della trigenerazione, data la necessità di condizionamento e refrigerazione (Ficara et al., 2011).

## **Capitolo 8. Caso studio: la digestione anaerobica della Frazione Organica dei Rifiuti Solidi Urbani (FORSU)**

### **8.1 Introduzione**

I rifiuti solidi urbani (RSU) sono per definizione i rifiuti prodotti da una comunità, ad esclusione di quelli derivanti da attività industriali ed agricole (Tchobanoglous et al., 1993). Gli RSU comprendono dunque i rifiuti domestici (derivanti da abitazioni civili), commerciali (prodotti da negozi, supermercati, hotel, etc.) e quelli prodotti da strutture di pubblica utilità (quali scuole, ospedali e simili). Una quota significativa degli RSU è rappresentata dalla frazione organica dei rifiuti urbani, comunemente detta FORSU. La denominazione di FORSU è un modo semplice per racchiudere in un'unica categoria tutti i materiali organici contenuti nei rifiuti urbani, quali scarti di cucina (ad esempio residui di cibo o di frutta e verdura), scarti da giardino e a volte anche rifiuti di carta e cartone, tutti ascrivibili alla più ampia categoria dei rifiuti organici o biodegradabili. Nell'anno 2008, il quantitativo di rifiuti organici raccolti in Italia ed avviati ad impianti di compostaggio e digestione anaerobica è stato pari, complessivamente, a circa 3,1 milioni di tonnellate, corrispondente a circa il 9,5% della produzione di rifiuti solidi urbani complessiva dell'anno (ISPRA, 2009). Insieme alla frazione cellulosica i rifiuti organici di cui sopra costituiscono circa il 63% di tutti i rifiuti derivanti dalla raccolta differenziata. Complessivamente la frazione biodegradabile degli RSU, costituita da carta, scarti verdi, residui di cibo, tessili, legno e altri rifiuti organici a composizione mista, è stata raccolta nel 2008 in quantità di circa 7 milioni di tonnellate ovvero il 21,5% della produzione complessiva. L'ISPRA quantificava per il 2008 in circa 13,6 milioni di tonnellate la quota residua di biodegradabili ancora contenuta nel rifiuto urbano indifferenziato italiano. Sommando tale quota residua a quanto raccolto effettivamente, otteniamo che la frazione biodegradabile dei rifiuti urbani in Italia nel 2008 ammontava a circa il 63% della produzione complessiva di RSU. Analizzando la caratterizzazione merceologica dei rifiuti solidi urbani riscontrata mediamente in Italia ed Europa, si deduce, dunque, quanto sia importante il trattamento di queste frazioni nell'ambito di un sistema integrato di gestione dei rifiuti solidi. Tale trattamento, infatti, va a ridurre in maniera significativa il volume e la putrescibilità dei rifiuti da avviare poi allo smaltimento definitivo, sia questo discarica o incenerimento. La digestione anaerobica è ad oggi una delle principali alternative per il trattamento della frazione organica biodegradabile dei rifiuti solidi urbani. Essa consiste in una biodegradazione del rifiuto in ambiente anaerobico, ovvero in

assenza d'ossigeno. Tale processo genera principalmente metano ( $\text{CH}_4$ ), anidride carbonica ( $\text{CO}_2$ ) ed un materiale solido stabilizzato utilizzabile come ammendante per il terreno. La principale alternativa alla digestione anaerobica della frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU) consiste nel compostaggio. Esso però presenta alcune problematiche tecniche, economiche ed ambientali, che lo rendono meno opportuno, il che rappresenta un'inversione di tendenza, perlomeno in Italia, rispetto alle scelte degli ultimi decenni (Barone e Garuti, 2011).

## **8.2 Le caratteristiche della FORSU**

La frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU) è un substrato abbastanza eterogeneo. La resa della sua biodegradazione anaerobica in termini di biogas dipende prima di tutto dalle caratteristiche specifiche di tale substrato e poi, in seconda battuta, dalla configurazione impiantistica con cui il processo viene condotto, che incide sulla capacità di convertire in modo più o meno completo e rapido la parte biodegradabile di quel substrato in biogas, ovvero, principalmente, in metano ed anidride carbonica. La composizione caratteristica del rifiuto da trattare determina principalmente il suo potenziale metanigeno, ovvero la massima quantità di biogas teoricamente ottenibile da quel substrato in condizioni di biodegradazione ottimali, ma anche la probabilità che il processo di digestione vada incontro a fenomeni di inibizione connessi a diverse cause. In definitiva la tipologia di substrato da trattare fornisce una prima indicazione sui fattori critici per il processo di digestione da effettuarsi, fattori da tenere in particolare considerazione in fase di pianificazione e progetto del sistema di raccolta della FORSU e del suo trattamento. Le caratteristiche del rifiuto dipendono strettamente dal sistema con cui lo stesso viene raccolto. La frazione organica, infatti, può essere separata dai rifiuti urbani con diverse tecnologie e le sue caratteristiche finali dipendono in maniera significativa dalla tecnologia utilizzata per tale separazione. La raccolta differenziata solitamente fornisce una FORSU di elevata qualità, ovvero contenente solo piccole quantità di materiali non biodegradabili indesiderati, come ad esempio la plastica. La frazione organica da raccolta differenziata può essere suddivisa in due principali categorie: la frazione, cosiddetta mercatale, proveniente dalla raccolta dedicata presso mercati, mense, ristoranti, etc., e la frazione separata alla fonte, ovvero raccolta presso le abitazioni civili, separata dagli utenti privati dai propri rifiuti domestici (Barone e Garuti, 2011). Quest'ultima solitamente presenta una buona qualità, ovvero un basso contenuto di impurità, grazie anche al crescente livello di informazione e sensibilizzazione della popolazione promosso negli ultimi anni. La FORSU che invece viene ottenuta in impianti industriali tramite separazione meccanica dal



rifiuto indifferenziato presenta una maggiore quantità di elementi indesiderati e ciò implica non solo che il materiale, non omogeneo, sia difficile da trattare, ma anche che alla fine del processo di biodegradazione il digestato potrebbe non presentare le caratteristiche necessarie per un suo utilizzo in agricoltura (Braber, 1995). Pertanto, come dimostrato da diversi studi disponibili in letteratura, il sistema di raccolta incide sulle caratteristiche della FORSU. E' interessante osservare come l'organico da utenze domestiche e mercatali, presenti un contenuto di solidi totali di circa il 15-30%, in prevalenza (70-90%) volatili. Viceversa la FORSU ricavata per separazione meccanica ha un contenuto di solidi totali molto maggiore, di cui però solo la metà è costituito da solidi volatili. Ciò è dovuto ad una presenza significativa di sostanze inerti. L'elevato contenuto di inerti implica che più del 40% della frazione organica non venga interessata dal processo di degradazione anaerobica. La maggior parte (circa l'80%), infatti, del contenuto di solidi volatili disponibile viene fornito dalla sola parte putrescibile delle frazione organica, mentre le altre componenti vengono coinvolte solo parzialmente nella biodegradazione (Barone e Garuti, 2011). Relativamente al contenuto di nutrienti, invece, non si riscontrano differenze sostanziali in relazione al metodo di raccolta utilizzato. I range tipici sono di circa 2,5-3,5% dei ST per l'azoto e 0,5-1,0% dei ST per il fosforo. Aldilà di queste differenze, è stato dimostrato come la formula  $C_6H_{10}O_4$  possa rappresentare la formula molecolare media della FORSU, trascurando l'azoto ed altri componenti contenuti in tracce (Barone e Garuti, 2011). E' necessario esaminare le principali caratteristiche della FORSU che incidono sulla DA e come esse esplicano i loro effetti sul processo. In particolare sono importanti:

- la biodegradabilità del substrato, misurata attraverso il potenziale metanigeno, determinata principalmente dal contenuto di lignina e cellulosa del materiale da trattare;
- il rapporto carbonio/azoto (C/N) nel substrato, indicatore fondamentale per stimare la carenza di nutrienti e prevedere la probabilità di inibizione del processo a causa di elevate concentrazioni di ammoniacale;
- la granulometria del substrato che incide sulla sua velocità di biodegradazione (Barone e Garuti, 2011).

### **8.2.1 Biodegradabilità**

La biodegradabilità della FORSU, quindi il suo potenziale di biometanazione, dipende dal contenuto di carboidrati, lipidi e proteine ma anche dalle percentuali di cellulosa, emicellulosa e lignina presenti. I diversi flussi merceologici che compongono la FORSU, quali ad esempio scarti alimentari o scarti da potatura del verde o carta, contengono tali composti in misura

diversa e quindi la biodegradabilità complessiva della FORSU può variare sensibilmente, a seconda, per esempio, delle quantità di carta o scarti verdi in essa contenute. Il massimo potenziale di biometanazione della FORSU può essere determinato con prove batch di digestione di lunga durata, misure del contenuto di lignina e prove di biodegradazione con alimentazione del substrato in continuo (Kayhanian, 1995). Chandler et al. (1980) hanno trovato una relazione diretta tra la frazione biodegradabile del substrato ed il suo contenuto di lignina. Il contenuto di lignina può essere determinato con un'analisi sequenziale delle fibre, come descritto da Goehring e Van Soest (1970), e viene espresso in termini di percentuale sul peso secco di solidi volatili. Usando questo metodo si è stimata la frazione biodegradabile in termini di solidi volatili nelle seguenti categorie di rifiuto organico (Kayhanian, 1995; Kayhanian e Tchobanoglous, 1992): scarti alimentari 82%; scarti da potatura del verde 72%; carta da ufficio 82%; carta mista 67%; carta di giornale 22%.

Baeten e Verstraete (1988) riportano una biodegradabilità complessiva del 60% per la categoria merceologica della carta (giornali, periodici, carta da imballaggio), mentre i fanghi di scarto prodotti dalle cartiere, ad elevato contenuto di lignina (15%), presentano solo il 25% di biodegradabilità, ovvero all'aumentare del contenuto di lignina la biodegradabilità diminuisce sensibilmente. Sulla base degli studi sopra citati è possibile dunque affermare che, in generale, sono gli scarti alimentari che aumentano il potenziale di biometanazione complessivo della FORSU; esso infatti diminuisce all'aumentare della quantità di scarti verdi e di carta di bassa qualità presenti nella FORSU raccolta.

A questo punto si capisce come il sistema di raccolta/separazione utilizzato per la FORSU (meccanica, mercatale, alla fonte) incida sulla biodegradabilità complessiva del substrato in virtù della sua capacità di preservare nella FORSU il contenuto di scarti alimentari (Barone e Garuti, 2011). Si ricordi che la percentuale di solidi volatili rispetto ai solidi totali è mediamente più elevata nella FORSU da raccolta differenziata (alla fonte, mercatale). La composizione merceologica della FORSU incide anche su altri fattori, quali la cinetica di produzione/consumo di ammoniaca durante la biodegradazione. A titolo di esempio Vermeulen et al. (1993) hanno evidenziato che l'aggiunta di carta durante la digestione anaerobica di un rifiuto organico ad elevate concentrazioni di sostanza secca influisce positivamente sul processo in quanto:

- il tasso di biometanazione raddoppia;
- la concentrazione di ammoniaca nel digestore subisce un abbattimento drastico.

### **8.2.2 Rapporto carbonio/azoto**

Il processo di biodegradazione si basa sull'attività metabolica dei microrganismi all'interno del substrato. Sostanzialmente sfruttiamo il ciclo vitale della biomassa che scompone molecole complesse per produrre energia e materiale cellulare utilizzato per accrescersi e moltiplicarsi. Questo processo necessita non solo di carbonio, ma anche di tutti i nutrienti, quali azoto e fosforo, necessari per l'accrescimento della biomassa, in determinata misura. Un rapporto bilanciato tra carbonio ed azoto (rapporto C:N) presenti nel rifiuto da trattare è fondamentale per uno sviluppo stabile del processo di digestione anaerobica. Se tale rapporto è troppo elevato il rifiuto, se utilizzato da solo, ovvero senza ulteriori additivazioni, è carente di azoto, necessario per lo sviluppo della massa microbica. Se il rapporto è troppo basso, invece, la biodegradazione comporta la formazione di ammoniaca in eccesso, che è tossica per i microrganismi deputati alla biometanazione. Per la biometanazione della FORSU in digestori ad elevata concentrazione di sostanza secca, il valore ottimale del rapporto C/N è compreso tra 25 e 30, sempre valutato come carbonio organico biodegradabile (Kayhanian e Tchobanoglous, 1992; Kayhanian e Hardy, 1994; Kayhanian e Rich, 1995). Le diverse frazioni merceologiche presenti nella FORSU (carta, scarti alimentari, etc.) sono caratterizzate da diversi valori del rapporto C/N. Ad esempio il rapporto C/N, valutato sulla base del carbonio organico biodegradabile, per scarti alimentari e da giardino è inferiore a 20 mentre per la carta mista è superiore a 100 (Kayhanian e Tchobanoglous, 1992). In presenza di un valore complessivo per la FORSU non ottimale, il valore del substrato in ingresso può essere modificato e portato al valore desiderato miscelando la FORSU con substrati diversi. Specie quando la FORSU da trattare presenta un elevato contenuto di carta, legno e cartone, potrebbe essere interessante integrare i nutrienti di cui c'è carenza mediante la miscelazione con fanghi da depurazione di acque reflue (Rivard et al., 1990). Un'altra opzione percorribile per sopperire alla carenza di nutrienti nel substrato da digerire è rappresentata dalla codigestione dello stesso con altri substrati organici ricchi di nutrienti, quali ad esempio il letame (Hartmann et al., 2002).

### **8.2.3 Granulometria**

In generale la granulometria della frazione solida del substrato incide significativamente sulla velocità di biodegradazione, in quanto essa aumenta all'aumentare della superficie del substrato disponibile alle reazioni enzimatiche, che aumenta appunto al diminuire della granulometria dei solidi. La specifica granulometria del substrato è un parametro di fondamentale importanza (Kayhanian e Hardy, 1994) soprattutto per le prestazioni di un

processo di digestione anaerobica della FORSU condotto ad elevata concentrazione di solidi. In questo caso la velocità di biometanazione è inversamente proporzionale alla granulometria media del substrato in ingresso. La riduzione della dimensione delle particelle del substrato, inoltre, potrebbe ridurre le difficoltà di trattamento del materiale, ma occorre valutare con attenzione tale aspetto, sul quale la comunità scientifica non è unanimemente concorde. Una triturazione troppo fine del rifiuto potrebbe portare all'impaccamento del materiale e quindi ad un valore di umidità disomogeneo e inferiore a quello ottimale (Hamzawi et al., 1999).

### **8.3 La raccolta ed il pretrattamento della FORSU**

La qualità della FORSU, in termini di percentuale delle diverse categorie di rifiuti organici che la compongono e del suo contenuto di sostanze indesiderate, è fondamentale ai fini della digestione anaerobica, non solo per quanto riguarda le prestazioni del processo, ma anche in relazione a difficoltà di gestione del materiale durante il trattamento ed alla qualità del digestato in uscita, fondamentale per la sua possibilità di recupero in agricoltura. Le caratteristiche iniziali della FORSU, quando essa viene conferita presso l'impianto di digestione, sono fortemente influenzate non solo dalla tipologia di raccolta del rifiuto, ma anche da eventuali pretrattamenti effettuati. Possiamo dunque dire che pianificare un sistema di trattamento della FORSU basato sulla digestione anaerobica significa sempre combinare in maniera ottimale questi tre fattori: raccolta, pretrattamento e digestione vera e propria (Barone e Garuti, 2011).

I pretrattamenti della FORSU in vista della DA sono finalizzati:

- alla rimozione dei materiali non degradabili, che non vengono intaccati dalla digestione e che occupano solo spazio utile;
- alla riduzione delle dimensioni delle particelle solide del materiale in maniera uniforme così da rendere la degradazione più efficiente;
- alla rimozione di materiali che potrebbero peggiorare la qualità del digestato finale.

Per ottenere tutto ciò esistono una grande varietà di processi di pretrattamento. La scelta tra essi dovrà essere fatta valutandone singolarmente i costi ed i benefici, ma soprattutto tenendo ben presente le caratteristiche specifiche ed i punti critici del processo di digestione (umida, secca) che si è scelto di utilizzare a valle del pretrattamento. Il pretrattamento della FORSU deve comunque essere fatto anche se la raccolta differenziata prevede una separazione alla fonte del rifiuto organico. Questo perché, pur essendo tale rifiuto per la maggior parte costituito da sostanza organica, la presenza anche di piccole quantità di materiale indesiderato può costituire un grosso problema. A maggior ragione, qualora non fosse prevista una raccolta

differenziata alla fonte, la FORSU risultante da una selezione meccanica sarebbe di peggiore qualità e, in assenza di pretrattamenti, la rimozione di tutti i contaminanti non sarebbe possibile, specialmente per quelle frazioni più piccole come i metalli pesanti. Normalmente i pretrattamenti prevedono:

- La selezione manuale, che può essere utilizzata per rimuovere materiali indesiderati come batterie, materiali plastici, pietrame e altre sostanze inorganiche;
- Vagli a tamburi rotanti o altri tipi di vaglio per rimuovere materiali grossolani;
- Mulini a martelli per ridurre le dimensioni del rifiuto.

Per sminuzzare e miscelare il rifiuto, spesso viene usato un tamburo rotante, ovvero un cilindro d'acciaio montato orizzontalmente. La rotazione del tamburo porta alla frammentazione delle componenti più tenere che si rompono per collisione, contatto e attrito con le pareti del cilindro e con gli elementi più duri della miscela. Nei trattamenti che precedono una digestione umida, spesso viene utilizzato come trituratore e separatore l'hydropulper. In tale attrezzatura, di derivazione dall'industria cartaria, si sfruttano le forze idrauliche per frantumare le componenti organiche e per lavare via quelle non organiche. Infatti la frazione più leggera (plastica, legno, tessuti, etc.) galleggia e viene rimossa da forche che operano sulla superficie della miscela stessa. La frazione più pesante sedimenta ed è rimossa attraverso uno speciale sistema posto sul fondo dell'hydropulper.

La digestione anaerobica, se il materiale da trattare è scadente, ovvero presenta un elevato contenuto di sostanze indesiderate non biodegradabili, presenta diverse problematiche tecniche ed impiantistiche e prestazioni non soddisfacenti, tanto che, agli inizi del 2000, molte amministrazioni pubbliche in Europa ne hanno disincentivato l'applicazione per il trattamento della FORSU. La pianificazione di un idoneo sistema di raccolta e pretrattamento della FORSU che ne garantisca la qualità, ovvero riduca il contenuto di impurità in essa contenute, risolve questa problematica. Quanto detto è stato dimostrato, per esempio, nel comune di Grindsted, in Danimarca, dove la FORSU proveniente da raccolta differenziata e conferita in buste di carta, viene efficacemente co-digerita insieme ai fanghi di depurazione. Lo studio che ha riportato i risultati di questa esperienza e di altre esperienze analoghe effettuate in Europa, consente di concludere che una raccolta della FORSU differenziata all'origine (cioè presso l'utenza), che preveda per il conferimento contenitori biodegradabili, consente non solo di ottimizzare l'efficienza del sistema di raccolta e di trattamento, ma anche di ottenere, a valle della digestione anaerobica, un digestato di buona qualità, in relazione al suo possibile utilizzo come ammendante agricolo (Barone e Garuti, 2011). La rimozione dei metalli avviene prima della triturazione/riduzione della pezzatura, per massimizzare l'efficienza di separazione, in

quanto le particelle metalliche da rimuovere hanno maggiori dimensioni, e per evitare un'inutile usura al successivo trituratore. A valle della triturazione il materiale può essere poi mandato ai pretrattamenti mirati alla separazione delle impurità (hydropulper o equivalente) per poi essere vagliato e successivamente inviato alla digestione anaerobica, composta da uno o più stadi di trattamento. Quanto detto è stato dimostrato, per esempio, nel comune di Grindsted, in Danimarca, dove la FORSU proveniente da raccolta differenziata e conferita in buste di carta viene efficacemente co-digerita insieme ai fanghi di depurazione. Lo studio che ha riportato i risultati di questa esperienza e altre esperienze analoghe effettuate in Europa consente di concludere che una raccolta della FORSU differenziata all'origine (cioè presso l'utenza), che preveda per il conferimento contenitori biodegradabili, consente non solo di ottimizzare l'efficienza del sistema di raccolta e di trattamento, ma anche di ottenere, a valle della digestione anaerobica, un digestato di buona qualità, in relazione al suo possibile utilizzo come ammendante agricolo (Barone e Garuti, 2011). La rimozione dei metalli avviene prima della triturazione/riduzione della pezzatura per massimizzare l'efficienza di separazione, in quanto le particelle metalliche da rimuovere hanno maggiori dimensioni, e per evitare un'inutile usura al successivo trituratore. A valle della triturazione il materiale può essere poi mandato ai pretrattamenti mirati alla separazione delle impurità (hydropulper o equivalente) per poi essere vagliato e successivamente inviato alla digestione anaerobica composta da uno o più stadi di trattamento, come verrà ampiamente illustrato in seguito.

## **8.4 Il processo di digestione anaerobica della FORSU**

La digestione anaerobica (DA) è la degradazione per via biologica della sostanza organica in assenza d'ossigeno. Il processo si sviluppa grazie all'attività di microrganismi anaerobici che trasformano i composti contenenti carbonio in biogas, un gas costituito per lo più da metano ( $\text{CH}_4$ ) e anidride carbonica ( $\text{CO}_2$ ), più altri componenti gassosi presenti in tracce. Per trattare la FORSU sfruttiamo questo processo naturale ottimizzandolo, ovvero creando in maniera controllata le condizioni ottimali per il suo esplicarsi. Il materiale residuo della DA è un prodotto organico parzialmente stabilizzato che può essere utilizzato direttamente come ammendante del terreno oppure suddiviso in due frazioni, di cui una solida e l'altra liquida. La frazione solida può essere ulteriormente trattata aerobicamente ed usata come compost, mentre quella liquida viene avviata a trattamento o utilizzata come fertilizzante liquido. Per prima cosa la frazione organica viene lavorata per ridurre le dimensioni e viene eventualmente miscelata con altre sostanze per rendere le condizioni di reazione nel digestore (umidità, rapporto C:N, granulometria) ottimali ai fini della biodegradazione. Il pretrattamento del

substrato, come detto, può essere condotto con vagli, vagli a tamburo, triturator, separatori magnetici e/o altre apparecchiature volte alla rimozione dalla frazione organica in ingresso di impurità quali pietrame, metalli, vetro e plastica. Nella fase di miscelazione, invece, viene aggiunta acqua calda e un inoculo microbico per l'attivazione del processo. L'acqua viene riscaldata utilizzando parte del biogas generato dalla digestione stessa e serve per aumentare la temperatura del rifiuto da digerire così da ottimizzarne la biodegradazione, rendendola più veloce e completa. Come inoculo si utilizza il ricircolo del rifiuto in via di trattamento nel digestore o parte delle acque reflue derivanti dalla disidratazione successiva del materiale. Il rifiuto dopo la miscelazione viene avviato al digestore, dove il processo di biodegradazione lo trasformerà in biogas e in un residuo pressochè solido, che viene poi disidratato usando una delle tante tecnologie disponibili, tra cui le più diffuse sono le centrifughe ed i filtri a nastro. Il liquido derivante da tale disidratazione va al sistema di trattamento degli effluenti, da dove viene in parte ricircolato negli stadi iniziali del processo di digestione (inoculo). Il residuo solido disidratato, costituito per circa il 50% da solidi, viene inviato generalmente ad una ulteriore stabilizzazione aerobica per poi esser venduto come compost. La quantità di biogas generata è sufficiente per coprire il consumo di energia connesso alla gestione del processo. L'energia in eccesso può essere ceduta come energia elettrica, termica o sotto forma di vapore (Barone e Garuti, 2011).

#### **8.4.1 I tipi di processo applicati**

Quantunque il processo biologico di base sia lo stesso, sono diverse le tecnologie impiantistiche utilizzate per convertire anaerobicamente il carbonio organico in metano, favorendo l'instaurarsi delle condizioni biologiche ottimali per le diverse popolazioni microbiche. Le diverse tecnologie possono essere raggruppate in categorie a seconda della specifica temperatura di processo, umidità del substrato lavorato e numero di stadi della digestione. Una prima classificazione dei processi in uso per la digestione anaerobica della FORSU è costituita dal numero di stadi di cui si compone il layout impiantistico. A sua volta queste due categorie principali possono essere suddivise in due sottogruppi, ovvero digestione ad umido ("wet", con bassa concentrazione di solidi totali nel digestore) ed a secco ("dry", ad elevata concentrazione di solidi totali nel digestore), a seconda delle condizioni di umidità del substrato trattato. A seconda della temperatura di esercizio per il processo, tutte le tipologie sopra riportate possono essere in condizioni termofile (temperatura intorno ai 55°C) o mesofile (temperatura intorno ai 35°C) (Barone e Garuti, 2011).

#### **8.4.1.1 La digestione a singolo stadio umido (wet)**

Questo processo è stato utilizzato per decenni nella stabilizzazione del fango di supero dei depuratori. Richiede una particolare attenzione nella fase di pretrattamento del substrato, poiché durante la digestione si possono formare tre strati discontinui nel digestore, con la frazione più pesante che tende a sedimentare, mentre nella parte superiore può formarsi schiuma. La frazione sedimentata sul fondo può creare uno strato in grado di bloccare e danneggiare il sistema di agitazione nel digestore. Inoltre l'accumulo di particelle pesanti può deteriorare le pompe e per questo motivo è estremamente importante ripulire il substrato prima di caricarlo nel digestore. La sfida maggiore per questa tipologia di processo è trovare un sistema di separazione appropriato ed efficiente che consenta la rimozione dalla FORSU della frazione più pesante e nel contempo la conservazione di tutta la componente organica disponibile. Per quanto tale sistema sia scelto in modo ottimale, questo pretrattamento causa comunque una perdita del 15-25% dei solidi volatili presenti nella FORSU con conseguente riduzione della produzione di biogas.

Il digestore più diffuso per questo tipo di processo è un reattore completamente miscelato (CSTR), che dispone di un meccanismo di miscelazione in grado di assicurare che il substrato all'interno del digestore sia continuamente e completamente miscelato. L'inconveniente principale che si riscontra in questo tipo di digestori è la possibilità di una corto circuitazione tra ingresso ed uscita, con il conseguente abbassamento del tempo medio di ritenzione idraulica del substrato all'interno del digestore. Questo inconveniente riduce la produzione di biogas e, cosa più importante, può pregiudicare la capacità di igienizzazione del rifiuto. Per questo in alcuni casi può risultare necessario pastorizzare il rifiuto dopo la digestione. Per la gestione di un processo a singolo stadio wet, il rifiuto deve essere miscelato con acqua per ottenere una concentrazione di solidi totali (ST) appropriata (massimo 6-8% ST). Ciò può comportare, per substrati particolarmente secchi, un elevato consumo di acqua, che può avere un impatto non trascurabile sulla sostenibilità economica, ma anche soprattutto su quella ambientale, del processo. Il problema è in parte risolvibile miscelando i rifiuti con fanghi di supero o con il liquido ricircolato dalla separazione solido/liquido del digestato in uscita. Ricircolare il liquido separato dal digestato consente di ricircolare anche parte della biomassa adattata al processo e mantenere il processo anaerobico stesso più stabile ed efficiente. Il ricircolo deve essere fatto controllando la concentrazione di ammoniaca presente nel liquido, in quanto tale concentrazione, in presenza di ratei di ricircolo troppo elevati, può arrivare ad inibire il processo anaerobico stesso (Barone e Garuti, 2011).



#### 8.4.1.1.1 *Performance produttive*

Vandevivere et al. (2003) hanno stimato le performance dei sistemi di digestione a singolo stadio umido in relazione ai tre principali indicatori di prestazione della biodegradazione:

- Velocità;
- Completezza;
- Stabilità delle diverse reazioni biochimiche coinvolte.

Per completezza della reazione si intende il rapporto tra la quantità di biogas per unità di massa di substrato ottenuta nel digestore e quella potenziale ottenibile in laboratorio in reattori batch e in condizioni ottimali. Questo confronto è il test più significativo su scala industriale, ma quasi tutti gli studi pubblicati inevitabilmente non fanno cenno a quale sia la massima producibilità potenziale riscontrata in laboratorio, cui si fa riferimento per il calcolo. Le pubblicazioni infatti, per valutare la completezza della reazione di biodegradazione, riportano esclusivamente la quantità di biogas ottenuta o, in alternativa, la percentuale di solidi volatili rimossa dal rifiuto. La quantità di biogas ottenuta per quantità di FORSU digerita di per sé non è particolarmente utile, perché dipende più dalla composizione del rifiuto che non dalle prestazioni specifiche del sistema utilizzato per la digestione. Se la massima capacità potenziale di biometanazione di un certo rifiuto non è nota, il tasso di produzione di biogas resta un indicatore valido solo per confrontare casi in cui i substrati abbiano stessa provenienza e analoga composizione. Per esempio, la produzione specifica di metano da FORSU in un impianto su scala industriale varia tra 170 e 329 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/t rispettivamente d'estate e d'inverno, in relazione alla maggiore quantità di rifiuti da giardino raccolta d'estate. E' noto, infatti, che i rifiuti da giardino presentano una producibilità di biogas inferiore a quella degli scarti da cucina perché presentano una maggiore concentrazione di fibre lignocellulosiche scarsamente degradabili. Pavan et al. (1999b), impiegando la stessa configurazione impiantistica, hanno osservato che i rifiuti organici derivanti da raccolta differenziata presso l'utenza presentano una rimozione dei solidi volatili doppia rispetto a quanto ottenuto trattando una FORSU derivante da selezione meccanica degli RSU effettuata in impianti industriali. Tale differenza quindi non è influenzata dalle prestazioni specifiche del sistema utilizzato, ma dal minore potenziale metanigeno della FORSU selezionata meccanicamente, che contiene una maggiore quantità di elementi indesiderati perché non biodegradabili. La massima velocità di reazione raggiungibile è un parametro utile a valutare le capacità prestazionali di una particolare tipologia impiantistica e può essere espressa come massima velocità di alimentazione del substrato o come massimo carico organico volumetrico (OLR: Organic Loading Rate) applicabile, equivalente alla quantità di sostanza organica

immessa in un giorno nel digestore per unità di volume dello stesso, e trasformato in biogas. Di conseguenza il rateo di reazione può anche essere espresso in termini di volume di biogas secco prodotto nell'unità di tempo e di volume del reattore. Questi indicatori sono più utili rispetto alla sola resa in termini di biogas o alla percentuale di solidi volatili rimossi, perché risentono meno della composizione specifica del rifiuto e rispecchiano meglio l'andamento delle reazioni biologiche attese per una specifica configurazione del digestore.

Un altro parametro utilizzato per quantificare la velocità di biodegradazione è il tempo di ritenzione nel digestore (HRT – Hydraulic Retention Time), praticamente l'inverso dell'OLR quando questo è espresso in termini di massa di substrato anziché in termini di solidi volatili. Infine è importante che i confronti vengano effettuati esclusivamente sulla base di dati derivanti da prove in reattori dove le prestazioni si siano dimostrate stabili. Pavan et al. (1999b) hanno analizzato le prestazioni di un sistema a singolo stadio umido in condizioni termofile in un digestore su scala pilota per il trattamento della FORSU e altri rifiuti biodegradabili. Da tali prove risulta che l'OLR massimo ammissibile per FORSU derivante da separazione meccanica dagli RSU in condizioni termofile risulta pari a  $9,7 \text{ kg SV}/(\text{m}^3 \text{d})$ . Lo stesso OLR non è comunque sostenibile quando come substrato si utilizzi esclusivamente rifiuto organico separato all'origine, molto ricco di solidi volatili, per il quale l'OLR massimo è pari a  $6 \text{ kg SV}/(\text{m}^3 \text{d})$ . Al superamento di tale valore il processo anaerobico risulta instabile. Weiland (1992) trova valori simili di OLR massimo con diversi rifiuti agro-industriali digeriti in condizioni mesofile ed aventi rapporto C/N superiore a 20, tali quindi da non provocare fenomeni di inibizione da ammoniaca. Nel 1999 sono stati avviati due impianti per la biometanazione di FORSU ottenuta per separazione meccanica dagli RSU con processi ad umido. Il primo, a Verona, è stato progettato con un OLR pari a  $8 \text{ kg SV}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  (Farneti et al., 1999) mentre il secondo a Groningen, in Olanda, ha un OLR di progetto di  $5 \text{ kg SV}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ , ovvero tratta 92.000 t/anno di FORSU in 4 reattori da 2.750 mc ciascuno. I possibili limiti tecnici che hanno portato a fissare tali valori di progetto sono la concentrazione di biomassa, la velocità di trasferimento dal substrato alla massa microbica o l'accumulo di sostanze che inibiscono il processo. Qualora l'alimentazione sia superiore all'OLR di progetto, solitamente si assiste ad una riduzione della produzione di biogas, causata, molto probabilmente, da un'eccessiva concentrazione di fattori inibenti, quali acidi grassi ed ammoniaca. L'elevato contenuto di azoto totale tipico dei rifiuti biodegradabili (circa 21 contro i 14 g/kg ST della FORSU ottenuta per selezione meccanica) comporta elevati livelli di ammoniaca che inibiscono l'attività batterica, specie quella metanigena. La mancata trasformazione in metano porta ad un innalzamento degli acidi grassi volatili residui. Questi acidi grassi in circolo

inibiscono a loro volta l'idrolisi dei polimeri e l'acetogenesi, ovvero la conversione degli acidi grassi maggiormente volatili in acetato (Angelidaki, 1992), di conseguenza il processo anaerobico si interrompe. Concentrazioni di acidi grassi che vadano ad inibire il processo possono verificarsi anche durante una alimentazione troppo spinta di substrati per i quali la fase limitante è la fase metanigena piuttosto che quella idrolitica, come accade ad esempio per gli scarti da cucina ed in generale per i substrati poveri di cellulosa. Poiché spesso sono gli inibitori a limitare la capacità di carico (OLR massimo) del digestore, bisogna considerare con particolare attenzione come il layout specifico dell'impianto possa influenzare l'insorgere di particolari fattori di inibizione. In relazione a questo problema specifico, i sistemi umidi a singolo stadio hanno lo svantaggio di essere reattori a completa miscelazione, ovvero reattori in cui le sostanze sono distribuite in maniera omogenea e ciò elimina la possibilità di avere nel volume di reazione delle nicchie dove i batteri possano essere protetti da eventuali alte concentrazioni transitorie di elementi inibitori. Per esempio, in Pavan et al. (1999b), la FORSU è stata diluita da due a quattro volte prima di essere alimentata nel digestore. L'importanza dell'additivazione con acqua è stata confermata da Nordberg et al. (1992) su un impianto a scala di laboratorio usato per la digestione di insilato di erba medica. L'acqua di processo prodotta in fase di disidratazione del digestato è stata ricircolata per diluire il flusso in ingresso al digestore fino ad arrivare ad un contenuto di solidi totali nel digestore pari al 6%. Comunque per mantenere l'alta produzione iniziale di biogas occorre che parte dell'acqua di processo ricircolata sia sostituita da acqua potabile, al fine di tenere la concentrazione di ammoniaca al disotto dei limiti di tossicità per il processo, ovvero 3 gN/l. Nel caso di alcuni substrati specifici, come ad esempio i rifiuti agro-industriali con un rapporto C/N inferiore a 20 ed una biodegradabilità pari al 60% dei solidi volatili, la concentrazione di ammoniaca non può essere tenuta al disotto di quel limite nemmeno impiegando acqua fresca per diluire il rifiuto in ingresso (Weiland, 1992). In questo caso, i sistemi umidi a singolo stadio non sono assolutamente applicabili e bisogna per forza ricorrere a particolari processi a doppio stadio.

#### **8.4.1.2 La digestione a singolo stadio secco (dry)**

Lo sviluppo della tecnologia a secco è iniziata nei primi anni '80 sulla base delle ricerche svolte sulla digestione di rifiuti non diluiti che comportavano elevate produzioni di biogas. Mentre per tutti gli anni '80 gli impianti anaerobici per il trattamento della FORSU erano esclusivamente a processo umido, con l'andare del tempo si sono cominciati a costruire anche impianti con processo a secco, e attualmente gli impianti in realizzazione si dividono tra

entrambi i processi. Nei sistemi a processo secco, la massa in fermentazione nel digestore ha un contenuto in solidi totali compreso tra il 20 ed il 40%. Con questo elevato contenuto in solidi, il maggior problema di processo è prettamente di tipo fisico, ovvero consiste nella difficoltà di alimentare il rifiuto e di movimentarlo all'interno del digestore. Il substrato in ingresso è trasportato con nastri, coclee e pompe particolari appositamente disegnate per fluidi viscosi. Questo genere di attrezzature deve essere generalmente più resistente, e quindi costoso, rispetto agli impianti ad umido. La fase di pretrattamento è più semplice poiché il sistema possiede una maggiore tolleranza verso le impurità quali pietre, vetro o legno. Solo le impurità più grossolane (>40 mm) devono essere rimosse prima della digestione. Per questo motivo tale processo si adatta meglio alla componente organica selezionata meccanicamente che contiene approssimativamente il 25% di inerti. Il pretrattamento meno spinto consente di ridurre la perdita di organico in questa fase. A causa della viscosità del substrato, vengono impiegati per tale processo dei reattori con flusso a pistone (plug-flow). Tali reattori sono tecnicamente molto semplici e non necessitano di attrezzature meccaniche installate all'interno del digestore. Poiché non esiste un sistema di miscelazione all'interno, i rifiuti in ingresso devono essere miscelati con il digestato che fornisce un adeguato inoculo. Nei reattori a plug-flow il substrato in ingresso spinge il digestato all'interno del reattore, miscelando ed evitando cortocircuitazioni. Il digestore risulta di dimensioni contenute, poiché non vi è aggiunta di acqua, e per questo il calore richiesto per mantenere la temperatura costante all'interno del digestore è di minore entità (Barone e Garuti, 2011).

#### *8.4.1.2.1 Performance produttive*

Attualmente in Europa esistono in commercio 3 tipologie impiantistiche per processi a singolo stadio secco. Esse si differenziano essenzialmente per:

- modalità di riscaldamento del digestore;
- direzione del flusso del rifiuto all'interno del digestore;
- modalità di miscelazione del substrato.

Il riscaldamento viene effettuato mediante iniezione di vapore o con scambiatori di calore. Il flusso all'interno del digestore può essere orizzontale o verticale e quest'ultimo può essere dal basso (VALORGA) o dall'alto (DRANCO). La miscelazione avviene utilizzando sistemi di ricircolo, sistemi di miscelazione radiale o trasversale o tramite iniezione di gas nel digestore per una miscelazione complessiva. Comunque tutti questi processi a singolo stadio secco lavorano a concentrazioni di solidi totali nel digestore comprese tra il 28% ed il 35%. In relazione all'eventuale presenza di sostanze inibenti l'acetogenesi e la metanogenesi,

evidenziata nei paragrafi precedenti per i processi a singolo stadio umido, ci aspetteremmo per questi sistemi a secco problemi ancora maggiori, in quanto in questi impianti, per definizione, non è prevista la diluizione del substrato in ingresso con acqua fresca. Gli elevati valori di OLR comunque ottenuti con processi a singolo stadio secco, sia su scala di laboratorio che su scala reale, indicano invece che questi sistemi non sono più suscettibili di inibizione, rispetto a quelli a singolo stadio umido.

I processi dry possono sostenere carichi organici elevati come quelli dei processi wet senza risentire di problemi di inibizione del processo. La solidità dei sistemi dry rispetto all'inibizione è stata documentata da Oleszkiewicz e Poggi-Varaldo (1997), ma in tale senso sarebbero necessari ulteriori approfondimenti. Six e De Baere (1992) riportano come nel processo Dranco in condizioni termofile non si verifichi alcun problema di inibizione da ammoniaca per rifiuti che presentano un rapporto C/N superiore a 20. Lo stesso valore limite è stato osservato da Weiland (1992) per sistemi wet in condizioni mesofile, anche se queste ultime dovrebbero presentare minori concentrazioni di ammoniaca libera, assumendo che il processo di ammonificazione sia uguale in entrambi i casi. Il processo Valorga ha una temperatura di esercizio pari a 40°C (impianto di Tilburg) e consente di lavorare con elevati carichi organici ad una concentrazione ammoniacale fino a 3 g/l (Fruteau De Laclos et al., 1997), mentre il processo Dranco ha una temperatura di esercizio di 52°C e lavora senza problemi con concentrazioni ammoniacali fino a 2,5 g/l. Poiché tali limiti non sono molto diversi da quelli comunemente riportati in letteratura per i più diversi processi a singolo stadio umido, si potrebbe concludere che l'entità dell'ammonificazione è minore in sistemi dry, ovvero che la produzione di ammoniaca libera inibente è inferiore. Oppure un'altra possibile spiegazione è che i microrganismi in un mezzo fermentante secco siano protetti meglio dagli agenti tossici perché la mancata completa miscelazione limita le variazioni di carico transitorie a zone del digestore circoscritte, lasciando altre zone meno esposte ad aumenti transitori delle concentrazioni di sostanze inibenti e dunque più attive (Barone e Garuti, 2011).

#### **8.4.1.3 La digestione a più stadi**

L'idea di utilizzare un processo di DA multistadio nasce dal tentativo di migliorare la capacità degradativa, separando il processo in più fasi distinte e separate, in maniera da specializzare ciascuna fase e rendere il sistema più flessibile ed adattabile alle diverse condizioni operative. Per questo genere di processo si utilizzano 2 reattori, il primo dedicato all'idrolisi, liquefazione e acetogenesi del substrato, il secondo alla metanogenesi. Nel primo reattore, la reazione è limitata dalla velocità di degradazione della cellulosa; nel secondo dal rateo di

crescita dei batteri metanigeni che convertono gli acidi grassi volatili prodotti nel primo reattore. La separazione dei due processi permette un certo grado di controllo dei ratei di idrolisi e di metanogenesi. Ad esempio, nel primo stadio possono essere realizzate delle condizioni microaerofile per aumentare la velocità di idrolisi, aggiungendo una piccola quota di ossigeno alle condizioni anaerobiche presenti. Il maggior vantaggio di un sistema a due stadi è dato dalla maggior stabilità biologica, che consente la degradazione di rifiuti molto fermentescibili come frutta e ortaggi. Tali substrati infatti, in un digestore ad uno stadio, sbilanciano la produzione di acidi rispetto alla produzione di metano e possono portare a concentrazioni di sostanze acide tali da risultare inibenti. Un ulteriore vantaggio dell'approccio a due stadi è dato dalla riduzione del tempo di ritenzione, legato ad una attività biologica più intensa e mirata e quindi più rapida, mentre la produzione specifica di fatto migliora limitatamente. Nella digestione multistadio, deve essere fatta una distinzione tra reattori con e senza ritenzione di biomassa nella seconda fase metanigena. Lo scopo della ritenzione di biomassa nel secondo stadio è legato alla necessità di raggiungere un'elevata concentrazione di batteri metanigeni, poiché essi sono ad accrescimento lento. La possibilità di utilizzare questa soluzione consente di aumentare la stabilità biologica all'interno del digestore, favorendo la rimozione degli acidi grassi volatili ad opera della biomassa metanigena.

Esistono due vie principali per ottenere una buona ritenzione della biomassa. La prima consiste nell'aumentare il contenuto in solidi nel reattore, svincolando la ritenzione idraulica dal tempo di ritenzione dei solidi, ad esempio attraverso il ricircolo. La seconda comporta la formazione di una biomassa concentrata ed adesa ad una specifica matrice, quale sabbia o plastica. Un tipo di reattore normalmente utilizzato nel secondo stadio per concentrare la biomassa all'interno del digestore è il reattore tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket). Questo reattore, in cui la microflora batterica si concentra sotto forma di granuli, costituiti da biomassa adesa, è molto adatto a trattare effluenti liquidi ricchi di acidi organici e con un elevato carico organico. Come conseguenza di questa elevata concentrazione di biomassa, si ottiene inoltre una elevata capacità alla resistenza ad inibenti chimici.

I processi multistadio possono essere a loro volta suddivisi in processi a basso contenuto di solidi (wet) oppure ad elevato contenuto (dry). I trattamenti multistadio di tipo "wet" soffrono gli stessi problemi dei digestori singoli, quali la cortocircuitazione, la presenza di schiume, la formazione di stratificazioni a differenti densità e la necessità di un pretrattamento più costoso. Inoltre, essendo tecnicamente più complessi richiedono un maggior costo di investimento. All'aumento di complessità tecnica, nell'introduzione di due stadi rispetto a

quello singolo, non corrisponde molto spesso un pari miglioramento delle performance produttive e di rateo di degradazione. Il miglioramento è invece legato soprattutto alla stabilità e di conseguenza all'affidabilità del processo. I sistemi multistadio offrono protezione soprattutto contro fluttuazioni repentine del carico organico. Inoltre quelli con il secondo stadio a biomassa concentrata assicurano prestazioni stabili con rifiuti con bassi rapporti C/N e in presenza di potenziali inibitori del processo (Barone e Garuti, 2011).

#### *8.4.1.3.1 Performance produttive*

Il principale vantaggio dei sistemi a doppio stadio è la maggiore stabilità biologica implementabile per rifiuti molto velocemente biodegradabili, come ad esempio scarti di frutta e verdura (Pavan et al., 1999b). La motivazione solitamente addotta è che i metanigeni sono caratterizzati da un metabolismo molto più lento rispetto agli acidogeni e questo dovrebbe comportare un accumulo di acidi inibente il processo. Teoricamente comunque questo ragionamento implicherebbe che per evitare il rischio di accumulo di acidi, e quindi di inibizione, in un sistema a singolo stadio basterebbe utilizzare un OLR legato alle capacità dei soli metanigeni, ma l'OLR calcolato in questo modo per un sistema a singolo stadio non dovrebbe di conseguenza essere inferiore a quello di un sistema a doppio stadio, tenendo conto del volume complessivo dei vari stadi. Nella pratica, invece, a parità di OLR, è stata più volte riscontrata una maggiore affidabilità dei processi a più stadi, perlomeno in prove di laboratorio con alimentazione batch. Per esempio, Pavan et al. (1999a) hanno confrontato le prestazioni di sistemi a singolo e a doppio stadio, usando un digestore pilota completamente miscelato, alimentato con rifiuti rapidamente biodegradabili come frutta e verdura. Mentre il sistema a singolo stadio si bloccava con un OLR di  $3,3 \text{ kg SV}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ , le prestazioni di un sistema a doppio stadio restavano stabili con un OLR medio nel sistema di  $7 \text{ kg SV}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ . Tale divergenza rispetto alle conclusioni teoriche può essere spiegata col fatto che l'OLR applicato nella realtà varia molto nel tempo e nello spazio, in relazione all'eterogeneità dei rifiuti ed al funzionamento discontinuo delle pompe di alimentazione (nelle prove di Pavan et al. (1999b) l'alimentazione viene effettuata solo quattro volte al giorno). In alcuni casi, dove si pone particolare cura nel miscelare completamente il rifiuto alimentato e nel dosarlo ad OLR costante, i sistemi a singolo stadio umido sono affidabili e performanti come quelli a doppio stadio, anche per rifiuti agroindustriali biodegradabili molto velocemente e con rapporto C/N superiore a 20 (Weiland, 1992). Fluttuazioni dell'OLR applicato possono portare a sovraccarichi temporanei nei sistemi a singolo stadio, mentre in un sistema a doppio stadio queste fluttuazioni vengono tamponate dal primo stadio e l'OLR nel secondo stadio si

mantiene più uniforme nel tempo e nello spazio. Questo effetto di tamponamento del primo stadio, infatti, è simile all'effetto che si riscontra nei reattori con flusso a pistone (plug flow) utilizzati nei sistemi a singolo stadio dry. Un reattore plug flow, infatti, consente di avere nel digestore ampie zone in cui non si risente di aumenti di concentrazione di sostanze inibenti nel transitorio. Come evidenziato da Edelman et al. (1999), è utile e vantaggioso sfruttare l'effetto tampone che si verifica in una fase di predigestione, solo per il trattamento di rifiuti poveri di cellulosa per i quali sia l'acidogenesi sia la metanogenesi siano limitanti per il processo. Per la maggior parte delle componenti che costituiscono la FORSU la fase limitante è l'idrolisi della cellulosa (Noike et al., 1985) e quindi variazioni nel carico non comportano l'instaurarsi di eventuali fenomeni di inibizione. Gli scarti da cucina, poveri in cellulosa e velocemente biodegradabili possono essere digeriti anche in un reattore a singolo stadio, facendo però in modo che il rifiuto sia completamente miscelato prima dell'alimentazione e che l'alimentazione stessa avvenga in continuo, come avviene in un impianto a singolo stadio dry di tipo Dranco in esercizio a Salisburgo, Austria. Questo impianto, che tratta scarti da cucina, raggiunge un OLR medio di  $5,0 \text{ kg SV}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  con l'80% di rimozione dei solidi volatili in ingresso. I fenomeni di inibizione che invece derivano da una composizione media sbilanciata del rifiuto in ingresso incidono ugualmente sia sui processi a singolo stadio che su quelli a doppio stadio, eccetto per quei sistemi a doppio stadio dotati nella seconda fase di dispositivi, come i letti fissi per lo sviluppo di biofilm, per trattenere la massa microbica.

In termini di rese di biogas e OLR massimo, la differenza tra sistemi a singolo e a doppio stadio è piccola, perlomeno per quei sistemi a doppio stadio senza dispositivi di ritenzione della massa microbica. Tra gli impianti a doppio stadio è interessante considerare quello BRV esistente ad Heppenheim, che è progettato con un OLR di  $8,0 \text{ kg SV}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ , mentre il processo Schwarting-Uhde arriva ad un OLR massimo di  $6 \text{ kg SV}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  (Trösch e Niemann, 1999), con valori simili a quelli riscontrati in impianti a singolo stadio. Nei digestori a doppio stadio con ritenzione della massa microbica, la maggior concentrazione di quest'ultima comporta una maggiore resistenza rispetto a fenomeni di inibizione da sostanze indesiderate. Weiland (1992) ha confrontato le prestazioni di impianti pilota a singolo stadio e a doppio stadio, entrambi wet, per il trattamento di rifiuti agroindustriali rapidamente biodegradabili. Mentre i sistemi a singolo stadio si bloccano al raggiungimento di un OLR pari a  $4 \text{ kg SV}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ , con rifiuti che producono circa  $5 \text{ gNH}_4^+/\text{l}$ , a causa di inibizione da ammoniaca, gli stessi rifiuti possono essere trattati con un sistema a doppio stadio con un OLR di  $8 \text{ kg SV}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  senza che la fase di metanogenesi ne risenta. Questa stabilità dei metanigeni a concentrazioni di ammoniaca così elevate è stata attribuita alla maggiore concentrazione e



migliore acclimatemento della massa batterica in condizioni limite che possono essere implementate in reattori anaerobici a contatto che presentino un sedimentatore nella seconda fase di trattamento. Coi sistemi a doppio stadio con ritenzione della massa microbica, quali quelli tipo BTA e Biopercolat, è possibile lavorare nello stadio dedicato alla metanogenesi con un OLR elevato, con valori che vanno rispettivamente fino a 10 e a 15 kg SV/(m<sup>3</sup>·d) (Kübler e Wild, 1992; Wellinger et al., 1999). Lavorando con tali valori, però, la produzione di biogas diminuisce del 20-30%, in quanto la fase di idrolisi è molto breve e non agisce sulle particelle solide grossolane che contengono ancora sostanze biodegradabili complesse, che non essendo state idrolizzate non possono essere utilizzate dai metanigeni (Kübler e Wild, 1992; Garcia e Schalk, 1999).

In termini di rese di biogas e OLR massimo, la differenza tra sistemi a singolo e a doppio stadio è piccola, perlomeno per quei sistemi a doppio stadio senza dispositivi di ritenzione della massa microbica. Tra gli impianti a doppio stadio è interessante considerare quello BRV esistente ad Heppenheim che è progettato con un OLR di 8,0 kg SV/(m<sup>3</sup>·d) mentre il processo Schwarting-Uhde arriva ad un OLR massimo di 6 kg SV/(m<sup>3</sup>·d) (Trösch e Niemann, 1999), valori simili a quelli riscontrati in impianti a singolo stadio. Nei digestori a doppio stadio con ritenzione della massa microbica la maggior concentrazione di quest'ultima comporta una maggiore resistenza rispetto a fenomeni di inibizione da sostanze indesiderate. Weiland (1992) ha confrontato le prestazioni di impianti pilota a singolo stadio e a doppio stadio, entrambi wet, per il trattamento di rifiuti agroindustriali rapidamente biodegradabili. Mentre i sistemi a singolo stadio si bloccano al raggiungimento di un OLR pari a 4 kg SV/(m<sup>3</sup>·d), con rifiuti che producono circa 5 gNH<sup>4+</sup>/l, a causa di inibizione da ammoniacale, gli stessi rifiuti possono essere trattati con un sistema a doppio stadio con un OLR di 8 kg SV/(m<sup>3</sup>·d) senza che la fase di metanogenesi ne risenta. Questa stabilità dei metanigeni a concentrazioni di ammoniacale così elevate è stata attribuita alla maggiore concentrazione e migliore acclimatemento della massa batterica in condizioni limite che possono essere implementati in reattori anaerobici a contatto che presentino un sedimentatore nella seconda fase di trattamento. Coi sistemi a doppio stadio con ritenzione della massa microbica, quali quelli tipo BTA e Biopercolat, è possibile lavorare nello stadio dedicato alla metanogenesi con un OLR elevato, con valori che vanno rispettivamente fino a 10 e a 15 kg SV/(m<sup>3</sup>·d) (Kübler e Wild, 1992; Wellinger et al., 1999). Lavorando con tali valori, però, la produzione di biogas diminuisce del 20-30%, in quanto la fase di idrolisi è molto breve e non agisce sulle particelle solide grossolane che contengono ancora sostanze biodegradabili complesse che non essendo

state idrolizzate non possono essere utilizzate dai metanigeni (Kübler e Wild, 1992; Garcia e Schalk, 1999).

#### **8.4.1.4 I sistemi batch**

Nei sistemi batch i digestori vengono caricati una singola volta con rifiuti freschi e le successive fasi di degradazione vengono mantenute in fase secca (al 30-40% di ST). Il percolato prodotto, viene raccolto dal fondo del reattore e continuamente ricircolato in testa allo stesso (fase singola) oppure in testa ad un reattore posto accanto, che si presenta in una fase degradativa diversa (sistema sequenziale). Questo sistema consente di poter combinare un reattore ricco di metanigeni e con capacità tampone, con un reattore il cui percolato è ricco di acidi organici. In pratica ci si garantisce la possibilità di fatto di inoculare nuovi reattori utilizzando del ricircolo. Esiste poi un'eventuale altra possibilità, detta ibrida, che lega un reattore batch ad un digestore UASB per la DA del percolato prodotto; in questo caso si tratta, di fatto, di un sistema sequenziale multistadio. I sistemi batch sono tecnicamente semplici, meno costosi di altri processi e più robusti. Tuttavia, presentano una richiesta di spazi maggiore, poiché l'altezza dei reattori non può superare i 2 metri a causa dell'eccessiva compattazione dei rifiuti che si avrebbe con altezze maggiori. Inoltre con tali sistemi si raggiungono produzioni di biogas inferiori ai sistemi precedentemente descritti, a causa della mancanza di miscelazione che determina dei volumi non coinvolti nel processo (Barone e Garuti, 2011).

##### *8.4.1.4.1 Performance produttive*

Tra gli impianti batch esistenti possiamo considerare l'impianto Biocel di Lelystad che presenta una produzione media di 70 kg BIOGAS/t FORSU, circa il 40% in meno rispetto ad un sistema a singolo stadio con alimentazione continua, a parità di rifiuto (De Baere, 1999). Questa bassa producibilità è dovuta innanzitutto all'inevitabile formazione di vie preferenziali per il percolato data l'assenza di una sua distribuzione uniforme. L'OLR del processo Biocel comunque non è tanto più basso di quello di sistemi ad alimentazione continua, come ci si aspetterebbe a causa della semplicità del suo layout. L'OLR di progetto dell'impianto di Lelystad è pari a 3,6 kgSV/(m<sup>3</sup>·d) a 37°C, con un valore massimo di 5,1 kgSV/(m<sup>3</sup>·d) sostenibile durante i mesi estivi (Castelli, 2011). Nella configurazione batch in serie il fatto che la trasformazione degli acidi avvenga in un reattore dedicato, in cui la massa microbica sia ben acclimatata, consente un rapido consumo degli acidi prodotti. Il processo così è più affidabile ed il biogas prodotto presenta una composizione pari all'80-90% di quella massima

ottenuta in un digestore su scala pilota a 55°C (O'Keefe et al., 1992; Silvey et al., 1999). Tale risultato è molto superiore rispetto a quello rilevato sull'impianto su scala reale che tratta una FORSU da raccolta differenziata con un contenuto di solidi totali del 40%, compattata e poco strutturata. Le importanti produzioni di biogas riscontrate con un layout tipo batch in serie, invece, derivano da prove effettuate in impianti pilota alimentati o con RSU indifferenziato o con FORSU ottenuta per selezione meccanica, ricca di carta e cartone e caratterizzata dal 60% di solidi totali e da una densità bassa (circa 280 kg/m<sup>3</sup>), ovvero molto porosa. La struttura più marcata ed il minor grado di compattazione rendono quest'ultimo tipo di rifiuti meno soggetti a formazione di vie preferenziali ed intasamenti, che andrebbero a ridurre la produzione di biogas.

## **8.5 Risultati ottenibili con la digestione anaerobica della FORSU**

Solitamente la capacità minima di trattamento degli impianti di digestione anaerobica della FORSU è di circa 10.000 t/anno. Approssimativamente si può assumere che dalla raccolta differenziata dei rifiuti solidi urbani se ne ottengano circa 100 kg per abitante equivalente. Ciò implica che un impianto di digestione anaerobica può trattare la FORSU prodotta da almeno 100.000 persone, producendo una quantità di circa 1.000.000 m<sup>3</sup> di biogas o più, in relazione all'effettiva capacità di trattamento dell'impianto ed alle caratteristiche del rifiuto in ingresso. La valorizzazione energetica di 1.000.000 m<sup>3</sup> di biogas rende disponibile, oltre alla produzione di energia elettrica da fonte rinnovabile, un'enorme quantità di energia termica, non solo quella necessaria per il funzionamento dell'impianto di digestione, ma anche circa 200 MW termici in più, che possono essere utilizzati per fornire acqua calda ad edifici di grosse dimensioni presenti nell'intorno dell'impianto stesso. Il problema è collocare tale calore in eccesso in estate, oltre al fatto che comunque, in generale, nei pressi degli impianti di digestione anaerobica non sono presenti stabilimenti industriali con un fabbisogno importante di calore per tutto l'arco dell'anno. Questo è il principale motivo per cui solitamente il biogas viene utilizzato per produrre principalmente energia elettrica. Una quantità di calore relativamente bassa, fornita recuperando il calore di scarto dei motori a combustione interna, viene usata per coprire il fabbisogno termico necessario per il riscaldamento del digestore. Se consideriamo il nostro impianto ideale in grado di trattare 10.000 t/anno di FORSU, avremo che tale impianto consuma tra il 10 ed il 15% dell'energia producibile dal biogas come energia termica per riscaldare il digestore e mantenere la temperatura di processo costante. Tale energia viene ampiamente ricavata dall'energia termica recuperata dalla produzione in cogenerazione di circa 2.000 MWh elettrici. Produrre tale

quantità di energia da fonte rinnovabile piuttosto che fossile consente di evitare l'emissione di circa 1.060 tonnellate di  $\text{CO}_{2\text{eq}}$ . Attualmente esistono cogeneratori di diverso tipo e dimensione, che convertono l'energia chimica contenuta nel biogas con un rendimento elettrico di circa il 39% e con un rendimento termico di circa il 50%. In Italia l'energia elettrica viene immessa nella rete di distribuzione nazionale e venduta sul mercato elettrico. La produzione di energia elettrica mediante digestione anaerobica della FORSU è inoltre incentivata nell'ambito delle fonti rinnovabili, con meccanismi regolati dal Gestore dei Servizi elettrici (GSE) che hanno una durata di 20 anni. L'incentivo ha una formula di calcolo diversa a seconda che l'impianto abbia potenza elettrica nominale inferiore o superiore ad 1 MW (1.000 kW). Gli impianti di potenza superiore a 5 MW, inoltre, accedono al sistema di incentivazione a seguito di una partecipazione a procedure competitive di aste al ribasso. Per l'incentivazione del biogas tutto è cambiato dall'inizio del 2013: se negli ultimi anni il regime in vigore aveva favorito l'installazione di impianti di grandi dimensioni, il nuovo sistema, regolamentato dal D.M. 6 luglio 2012, favorisce la piccola taglia e il riutilizzo dei sottoprodotti. Il biogas, in realtà, è ricompreso dal decreto nel più ampio campo delle energie rinnovabili non fotovoltaiche, con l'obbligo che il costo massimo cumulato di tutte le fonti non superi i 5,8 miliardi di euro l'anno per gli anni 2013-2015. La normativa stabilisce che gli incentivi più alti spettano agli impianti più piccoli, realizzati da imprese agricole che utilizzano sottoprodotti aziendali. In poche parole, l'incentivo (euro per MWh generati) diminuisce all'aumentare della taglia dell'impianto. Inoltre, le installazioni di potenza fino a 100 kW che impiegano prodotti di origine biologica accedono direttamente agli incentivi. Tutti gli altri impianti, per vedersi assegnare le tariffe, devono iscriversi a un Registro e sperare di rientrare nelle graduatorie stilate dal GSE, che seguono le priorità stabilite dal decreto: il primo criterio di preferenza è quello relativo agli impianti di proprietà di aziende agricole, singole o associate, alimentati da biomasse e biogas con prodotti vegetali o sottoprodotti, con potenza non superiore a 600 kW. Gli impianti iscritti al registro saranno incentivati secondo la graduatoria fino all'esaurimento del contingente annuale di potenza, che per il 2013 è pari a 170 MW, 160 MW per il 2014 e il 2015. La procedura è ancora più complessa per le installazioni di potenza superiore a 5 MW, che accedono al sistema di incentivazione soltanto a seguito di una partecipazione a procedure competitive di aste al ribasso. In generale gli incentivi sono riconosciuti per un periodo di 20 anni (anziché i precedenti 15) e possono essere incrementati se si adottano tecnologie atte ad abbattere il contenuto di azoto, se si producono fertilizzanti, se si riducono le emissioni di gas serra oppure si sviluppano soluzioni per la cogenerazione ad alto rendimento. Ad esempio, nel caso

di impianti alimentati da biogas operanti in regime di cogenerazione ad alto rendimento (Car), che prevedono il recupero dell'azoto dalle sostanze trattate con la finalità di produrre fertilizzanti, il premio per l'assetto cogenerativo è aumentato di 30 €/MWh. In tabella 7 si riporta la composizione chimica media del biogas generato dalla digestione anaerobica della FORSU, sottolineando che nel biogas può esserci anche dell'ammoniaca in tracce. L'acqua, l'anidride carbonica, l'idrogeno solforato e l'ammoniaca possono essere rimossi dal biogas utilizzando sistemi di trattamento specifici in relazione all'utilizzo desiderato per il biogas stesso (Barone e Garuti, 2011).

**Tabella 7 – Composizione tipica del biogas da digestione anaerobica della FORSU**

| Componenti         | Formula          | Concentrazione (Vol. %) |
|--------------------|------------------|-------------------------|
| Metano             | CH <sub>4</sub>  | 55-60 (50-75)           |
| Anidride Carbonica | CO <sub>2</sub>  | 35-40 (25-45)           |
| Acqua              | H <sub>2</sub> O | 2 (20°C) – 7 (40°C)     |
| Solfuri            | H <sub>2</sub> S | 20- 20.000 ppm (2%)     |
| Azoto              | N <sub>2</sub>   | <2                      |
| Ossigeno           | O <sub>2</sub>   | <2                      |
| Idrogeno           | H <sub>2</sub>   | <1                      |

E' significativo ribadire quanto le prestazioni della digestione anaerobica dipendano dalle caratteristiche di biodegradabilità dei substrati in ingresso al trattamento. L'indicatore più appropriato per valutare tale effetto del substrato sul processo di digestione è il già citato potenziale massimo di biometanazione (BMP) (Barone e Garuti, 2011).

## 8.6 Life Cycle Assessment e Life Cycle Cost

La digestione anaerobica, per tutto quanto detto nei paragrafi precedenti, appare una strada tecnicamente percorribile al fine di trattare la FORSU in modo efficace ed efficiente. Occorre valutare se, e soprattutto in quali contesti socio-territoriali, essa sia la soluzione preferibile per il trattamento della FORSU. E' stato effettuato un approfondito confronto di diversi scenari di trattamento della FORSU dal punto di vista ambientale ed economico (Barone e Garuti, 2011). L'aspetto ambientale della questione è stato affrontato utilizzando la metodologia

standardizzata del Life Cycle Assessment (LCA). Tale metodologia analizza sistematicamente tutti gli impatti ambientali diretti ed indiretti connessi ad uno specifico scenario di processo, con approccio “from cradle to grave” (dalla culla alla tomba) cioè guardando l’intero ciclo di vita del prodotto/servizio che rappresenta l’obiettivo del processo e l’oggetto dello studio. Nel caso specifico sono stati analizzati gli impatti connessi al trattamento di una tonnellata di FORSU effettuato in diversi modi, quali compostaggio al chiuso, compostaggio all’aperto, digestione anaerobica e successivo compostaggio, incenerimento e diversi sistemi combinati di compostaggio e digestione anaerobica in parallelo. Sono stati inclusi nella valutazione anche gli impatti connessi alla realizzazione e dismissione degli impianti, ipotizzando per tutti, eccetto che per l’inceneritore, una capacità di trattamento di 10.000 t/anno di FORSU. I dati utilizzati per comparare i diversi scenari sono stati raccolti su impianti svizzeri esistenti e da banche dati svizzere accreditate. A parità di rifiuto in ingresso e di impatto della fase di raccolta e trasporto dello stesso, complessivamente la digestione anaerobica con compostaggio successivo del digestato mostra le performance ambientali migliori, soprattutto perché:

- si autosostiene dal punto di vista energetico;
- produce energia da fonte rinnovabile che consente di evitare l’uso di combustibili fossili;
- consente il recupero dei nutrienti come fertilizzanti e quindi evita la produzione di fertilizzanti di sintesi (Barone e Garuti, 2011).

L’impatto ambientale prevalente è rappresentato dall’emissione di CH<sub>4</sub> dalla fase di compostaggio del digestato. La formazione di metano può essere minimizzata, ma non evitata, in quanto durante il compostaggio si formano inevitabilmente zone anossiche e la massa microbica metanigena, ancora presente nel digestato quando esso viene inviato a compostaggio, continua a produrre metano. Nonostante ciò la scelta della digestione della FORSU risulta preferibile sia rispetto al compostaggio (fortemente energivoro e con emissioni effetto serra rilevanti), sia rispetto all’incenerimento. Gli stessi scenari analizzati dal punto di vista ambientale con LCA sono stati paragonati, sotto le stesse ipotesi e con metodologia analoga (Life Cycle cost - LCC), anche dal punto di vista economico. La digestione anaerobica seguita da compostaggio del digestato risulta la soluzione preferibile anche relativamente ai costi, anche ipotizzando di valorizzare economicamente solo l’energia elettrica prodotta e non quella termica, per mancanza di utilizzatori adeguati nei pressi dell’impianto. Il compostaggio all’aperto, infatti, necessita di bassi investimenti, ma ha elevati costi di gestione e manutenzione, mentre quello al chiuso è meno conveniente della DA.

L'incenerimento, caratterizzato da costi di investimento rilevanti a causa della complessità dei necessari sistemi di trattamento delle emissioni, è in assoluto lo scenario meno auspicabile (Barone e Garuti, 2011).

## 8.7 Futuri sviluppi

Avendo confrontato le varie soluzioni di processo applicate alla DA della FORSU negli ultimi 15 anni, possiamo trarre le conclusioni seguenti. La tipologia di raccolta adottata per la FORSU incide fortemente sulle potenzialità produttive in termini di biogas, ma anche sulla velocità del processo e della sua stabilità rispetto a possibili fenomeni di inibizione. In particolare, la selezione alla fonte della FORSU comporta un aumento nella potenzialità produttiva di biogas. In linea generale si rende in ogni caso necessario un sistema di pretrattamento del substrato al fine di evitare problematiche impiantistiche e ottenere una buona qualità del digestato da utilizzarsi come ammendante agricolo. I pretrattamenti vanno comunque progettati considerando attentamente le caratteristiche specifiche della tipologia di processo scelta per la digestione anaerobica vera e propria. In relazione alle variabili di processo, quali temperatura, umidità e numero di stadi:

- la maggior produzione di biogas da FORSU si ottiene mediante il trattamento termofilo a bassa concentrazione di solidi e comunque, in via generale, i processi termofili sono generalmente più efficienti dei sistemi mesofili, avendo anche il vantaggio di una migliore igienizzazione del materiale;
- relativamente alla scelta tra processo wet o dry, i processi a secco appaiono essere più efficienti per carichi organici elevati ( $OLR > 6 \text{ kg SVM}^{-3}\text{d}^{-1}$ ) mentre per carichi inferiori i processi ad umido ottengono risultati migliori;
- sebbene i sistemi multistadio raggiungano in molti casi le migliori performance produttive in termini di biogas prodotto, la maggior parte delle realizzazioni esistenti sono rappresentate da impianti a singolo stadio, a vantaggio della semplicità impiantistica e dell'ottimizzazione di spazi e costi di investimento (Barone e Garuti, 2011).

Complessivamente, facendo una valutazione costi-benefici completa della digestione anaerobica della FORSU, evidenzieremo i maggiori benefici in corrispondenza di carichi OLR minori e tempi di ritenzione HRT maggiori, diverso risultato otterremmo effettuando una valutazione che tenga conto unicamente della produzione di biogas. Il compostaggio, l'alternativa alla DA per il trattamento della FORSU, risulta essere meno sostenibile, ambientalmente ed economicamente. Non c'è dubbio che la DA sia la soluzione migliore per

trattamento di rifiuti ad origine biogenica relativamente alla produzione di gas serra ed impatti ambientali codificabili dall'LCA.

L'effetto serra è causato soprattutto da metano ed anidride carbonica. Nel caso specifico la CO<sub>2</sub> emessa da compostaggio e DA non viene calcolata ai fini dell'effetto serra in quanto di origine biogenica; essa cioè verrebbe comunque rilasciata in natura, anche in assenza di attività antropica, dalla biodegradazione aerobica della sostanza organica. Il metano, d'altra parte, viene rilasciato in natura quando della biomassa viene raccolta in cumuli e, infatti, poiché la fermentazione aerobica della FORSU richiede contemporaneamente acqua, strutturante e aria per potere garantire le tre fasi, liquida, solida e gassosa, non è di fatto possibile prevenire completamente la formazione di zone anaerobiche, e di conseguenza l'emissione di metano dai processi di compostaggio. Tale fenomeno è presente anche nel post-trattamento aerobico del digestato, a valle della DA, in quanto, essendo la sostanza organica ben inoculata con batteri anaerobici, se la quota di sostanza organica non risulta già ben degradata anaerobicamente si potrebbe avere una fase di post-trattamento che emette più metano rispetto al processo di compostaggio stesso. Anche per questo il trattamento anaerobico termofilo è preferibile in quanto consente una maggior rimozione della componente organica (Barone e Garuti, 2011).

Dal punto di vista dell'energia il confronto tra DA e compostaggio è particolarmente interessante. Gli impianti di digestione risultano preferibili da un punto di vista ambientale, perché presentano un bilancio energetico netto complessivamente positivo, ovvero producono energia in quantità superiore rispetto al fabbisogno del processo. Basta un quarto della sostanza organica presente nella FORSU per rendere autonomo energeticamente un impianto per la digestione ed il post-trattamento del digestato (Edelmann et al., 1998). Il surplus di energia disponibile è a tutti gli effetti generato da fonte rinnovabile, ovvero presenta conseguenze positive su quasi tutte le categorie di impatto ambientale, in quanto consente di risparmiare o sostituire le fonti fossili di energia, il cui utilizzo porta alla formazione di SO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, gas serra, e sostanze cancerogene oltre alla riduzione della fascia di ozono. Inoltre, se l'impianto di digestione è costruito in prossimità di un utilizzatore del calore prodotto dall'utilizzo del biogas nel generare energia elettrica, questi può utilizzare tale fonte di calore a costo bassissimo per tutto l'arco dell'anno.

L'energia solare fissata all'interno dei legami chimici dei composti organici, viene rilasciata sia quando si produce metano per anaerobiosi che quando si produce calore dal compostaggio, ma quest'ultimo, per ragioni tecniche, non è possibile estrarlo e sfruttarlo adeguatamente. Valutando quindi i risultati comparati di valutazione ambientale ed economica, è davvero



difficile capire perché attualmente si continuano a costruire impianti di compostaggio: in questi impianti fortemente energivori, infatti, si utilizza energia fossile di elevato valore per distruggere, senza recuperarla, l'energia solare fissata attraverso la fotosintesi nei composti organici presenti nei rifiuti. La natura è una fitta rete fatta di innumerevoli collegamenti, dipendenti l'uno all'altro. Sfortunatamente, l'uomo moderno ha difficoltà a comprendere queste interdipendenze ed a pensare in maniera multidisciplinare. All'interno della nostra civiltà energivora cominciamo a comprendere il problema e a cercare una soluzione, senza però essere consapevoli che molte volte per risolvere un problema ne creiamo altri. Per esempio, se ci accorgiamo che c'è troppa ammoniaca in un refluo, sviluppiamo un processo per rimuovere (utilizzando energia non rinnovabile) l'azoto che di fatto è un elemento fertilizzante, convertendolo in azoto elementare attraverso un processo di nitrificazione/denitrificazione. Alcuni chilometri più lontano, costruiamo (con energia non rinnovabile) una industria che converte (utilizzando gas naturale e tanta energia non rinnovabile) ammoniaca in azoto elementare. Entrambi questi processi, anziché risolvere effettivamente delle problematiche ambientali esistenti, contribuiscono all'esaurimento delle risorse non rinnovabili e creano effetto serra e danno all'ambiente. Questo modo insostenibile di procedere non può essere una soluzione per le generazioni future (Barone e Garuti, 2011).

## **Capitolo 9. Esperienza di laboratorio: la resa di biogas da FORSU e siero di latte di origine siciliana**

### **9.1 Introduzione**

La Frazione Organica dei Rifiuti Solidi Urbani (FORSU) e i sottoprodotti dell'industria agro-alimentare (come per esempio il siero di latte), possono essere processati attraverso la Digestione Anaerobica (DA), al fine di ottenere biogas e digestato.

La composizione chimica della FORSU e, di conseguenza, la resa del processo di DA, è influenzata da molteplici fattori, incluso il clima, la frequenza e il metodo di raccolta, la stagione, le pratiche culturali, così come i cambiamenti nei suoi componenti solidi (Tchobanoglous et al., 1997; Mace et al., 2000; Pavan et al., 2000; Saint-Joly et al., 2000; Bolzonella et al., 2003a, 2003b, 2005). Molte pubblicazioni si sono concentrate sulla DA di substrati organici secondo la loro origine, come per esempio la FORSU (Bolzonella et al., 2005), l'organico domestico (Krzystek et al., 2001) e quello da cucina (Rao and Singh, 2004). Esistono molti esempi sull'uso della DA per il trattamento della frazione organica biodegradabile separata meccanicamente dei rifiuti (Mata-Alvarez, 2003). Ci sono anche esempi del processo di DA basati su substrati organici biodegradabili misti, come rifiuti da cucina e da giardino (Archer et al., 2005), ma ci sono solo pochi lavori su impianti di biogas che processano interamente rifiuti organici domestici separati alla fonte (Banks et al., 2011).

L'interesse per questo processo sta crescendo in tutta Europa, dovuto all'aumento dei costi energetici del processo a umido dei rifiuti, alla richiesta di raggiungere gli obiettivi della Direttiva Europea 99/31/EC sulle discariche (EU, 1999) e alla necessità di rispettare i regolamenti per lo smaltimento dei sottoprodotti di origine animale (EU, 2002). Secondo la legislazione di molti Paesi europei, se il rifiuto non è separato alla fonte e la FORSU è recuperata attraverso un impianto di Trattamento Meccanico-Biologico (TMB), non è consentita l'applicazione del digestato prodotto sul terreno (Stretton-Maycock & Merrington, 2009). Di conseguenza, i governi e le industrie sono fortemente interessati ai metodi di DA di FORSU separata con la modalità "porta a porta" (Banks et al., 2011).

Inoltre, lo scarto organico da cucina è stato anche esaminato come co-substrato per la DA (Angelidaki & Ahring, 1997; Brinkman, 1999; Comparetti et al., 2013). La co-digestione anaerobica di miscugli composti da sottoprodotti dell'industria agro-alimentare e reflui zootecnici è stata preventivamente oggetto di ricerca e, fra questi composti, particolare interesse ha riscosso la co-digestione dei reflui zootecnici e del siero di latte (Ghaly, 1996;

Gelegenis et al., 2007). Molti autori hanno focalizzato l'attenzione sulla DA del siero proveniente dalla caseificazione del latte per la produzione di biogas (Lo e Liao, 1986; Yan et al., 1989; Ghaly e Pyke, 1991). Alcuni studi hanno mostrato che la co-digestione del siero e di altri substrati (per esempio l'insilato di mais, la polpa di barbabietola, i residui di carota e la frazione di glicerina) può essere vantaggiosa all'interno dei bio-reattori da laboratorio (Kacprzak et al., 2010).

## 9.2 Le prove di laboratorio effettuate

Un campione di Frazione Organica di Rifiuti Solidi Urbani (FORSU) (Fig. 14) raccolto nel Comune di Marineo (Palermo), dove dal 2009 si effettua la raccolta differenziata con la modalità “porta a porta”, e un campione di siero di latte (Fig. 15), proveniente da un mini-caseificio localizzato nel Comune di Ventimiglia (Palermo), raccolti entrambi in uno stesso giorno del mese di marzo nell'anno 2012, sono stati trasportati presso l'Istituto di Ingegneria Energetica e Biotecnologica dell'Università Aleksandras Stulginskis della Lithuania.



Figura 14 – FORSU del Comune di Marineo (Pa)



Figura 15 – Siero di latte siciliano utilizzato presso la Aleksandras Stulginskis University per le prove sperimentali

Nel laboratorio di questo Istituto sono stati determinati la concentrazione di Solidi Totali (ST) in ciascuno di questi campioni, essiccandoli in un forno a una temperatura di  $105 \pm 2$  °C per 24 ore, e la concentrazione di Solidi Volatili (SV), bruciando a una temperatura di 500 °C. La concentrazione di Carbonio Organico Totale ( $C_T$ ) è stata determinata per ciascun campione, utilizzando un analizzatore TOC II, così come la concentrazione di Azoto Totale ( $N_T$ ), usando un apparecchiatura Kjeldahl.

Le prove di DA sono state condotte in due digestori anaerobici in scala di laboratorio a temperatura controllata ( $38 \pm 0.5$ °C). Il campione di scarto da cucina (avendo una massa di 336 g) è stato trattato in un digestore da laboratorio, composto da contenitori di acciaio inossidabile (avente un volume di 20 l) equipaggiato con un miscelatore di substrato (avente un'intensità di miscelazione di  $60 \text{ min}^{-1}$ ). Il campione di siero (avente una massa di 26 g) è stato trattato in un digestore avente un volume di 0,5 l. Il biogas prodotto è stato raccolto nella parte superiore di ciascun digestore e convogliato, attraverso un flussimetro del tipo a

tamburo, ad un gasometro (Tedlar® bag, avente un volume di 25 l). Successivamente il biogas raccolto è stato analizzato usando un analizzatore Schmack SSM 6000.

Le prove di DA di scarti di cucina sono state ripetute tre volte, mentre quelle del siero nove volte.

I risultati della DA di FORSU e siero di latte sono stati valutati per mezzo dei seguenti indicatori: intensità di produzione di biogas  $b$ , resa di biogas dalla biomassa  $B_M$ , resa di biogas dai Solidi Totali della biomassa  $B_{TS}$ , resa di biogas dai Solidi Volatili della biomassa  $B_{VS}$ , energia ottenuta dalla biomassa  $e_M$ , dai Solidi Totali della biomassa  $e_{TS}$  e dai Solidi Volatili della biomassa  $e_{VS}$ .

L'intensità di produzione di biogas  $b$  indica il volume di biogas prodotto durante il tempo di degradazione biologica della biomassa. La resa di biogas dalla biomassa  $B_M$ , dai Solidi Totali della biomassa  $B_{TS}$  e dai Solidi Volatili della biomassa  $B_{VS}$  è stata calcolata per mezzo delle seguenti equazioni (Navickas et al., 2003) :

$$B_M = \frac{b_{dt}}{m} ; \quad B_{TS} = \frac{b_{dt}}{m_{TS}} ; \quad B_{VS} = \frac{b_{dt}}{m_{VS}} \quad (\text{Eq. 1, Eq. 2, Eq. 3})$$

dove :

$b_{dt}$  è il volume (l) del biogas prodotto (in laboratorio) durante l'intervallo di tempo  $dt$  (durata della degradazione biologica della biomassa);

$m$  è la massa (kg) del campione di biomassa analizzato;

$m_{TS}$  è la massa (kg) dei Solidi Totali nel campione di biomassa;

$m_{VS}$  è la massa (kg) dei Solidi Volatili nel campione di biomassa.

L'energia ottenuta durante la DA dalla biomassa  $e_M$ ,  $e_{TS}$ ,  $e_{VS}$  è stata determinata per mezzo delle seguenti equazioni :

$$e_M = B_M \cdot e_b, \quad e_{TS} = B_{TS} \cdot e_b, \quad e_{VS} = B_{VS} \cdot e_b \quad (\text{Eq. 4, Eq. 5, Eq. 6})$$

dove :

$e_b$  è il valore energetico del biogas ( $\text{MJ} \cdot \text{m}^{-3}$ ), dipendente dalla concentrazione di metano nel biogas (%).

Il valore energetico del biogas è stato determinato per mezzo della seguente equazione :

$$e_b = 0.0353 \cdot \frac{C_M}{100} \quad (\text{Eq. 7})$$

dove :

$C_M$  è la concentrazione del metano nel biogas (%).

### 9.3 Risultati ottenuti

La composizione chimica dei campioni di FORSU e del siero di latte sono mostrati in tabella 8. I Solidi Totali (ST) sono risultati 15.6% nella FORSU e 6% nel siero, mentre entrambi i substrati hanno mostrato un elevato contenuto di sostanza organica, 91.1% e 79.1%, rispettivamente.

I rapporti ottimali C/N sono generalmente nell'intervallo 20-30 nei digestori anaerobici (Themelis & Verma, 2004; Ward et al., 2008). Il rapporto C/N della FORSU è risultato 17.4, mentre quello del siero 23.1, pertanto, entrambi i valori possono essere considerati ottimali per il processo di DA. Comunque, Ward et al. (2008) hanno riportato in un articolo che, dopo un periodo di acclimatazione, i batteri anaerobici accettano anche più bassi rapporti C/N (approssimativamente 9).

I risultati delle prove di DA, la cui durata è stata di 5 giorni per la FORSU e 4 giorni per il siero, sono mostrati in tabella 9.

La resa di biogas è risultata 104.6 l kg<sup>-1</sup> dalla FORSU e 30.6 l kg<sup>-1</sup> dal siero. La resa di biogas dai Solidi Totali è stata pari a 672.6 l kg<sup>-1</sup> usando FORSU (Fig. 16) e 384.7 l kg<sup>-1</sup> utilizzando siero di latte (Fig. 17).

La resa di biogas dai Solidi Volatili (SV) è stata pari a 738.9 l kg<sup>-1</sup> utilizzando FORSU (Fig. 18) e 410.3 l kg<sup>-1</sup> usando il siero (Fig. 19).

Inoltre, altri indicatori sono stati determinati per il campione di FORSU: concentrazione di metano nel biogas del 61.9%, energia ottenuta dalla biomassa ( $e_M$ ) di 2.28 MJ·kg<sup>-1</sup>, energia ottenuta dalla sostanza secca ( $e_{TS}$ ) di 14.67 MJ·kg<sup>-1</sup> ed energia ottenuta dalla sostanza organica ( $e_{VS}$ ) di 16.13 MJ·kg<sup>-1</sup>.

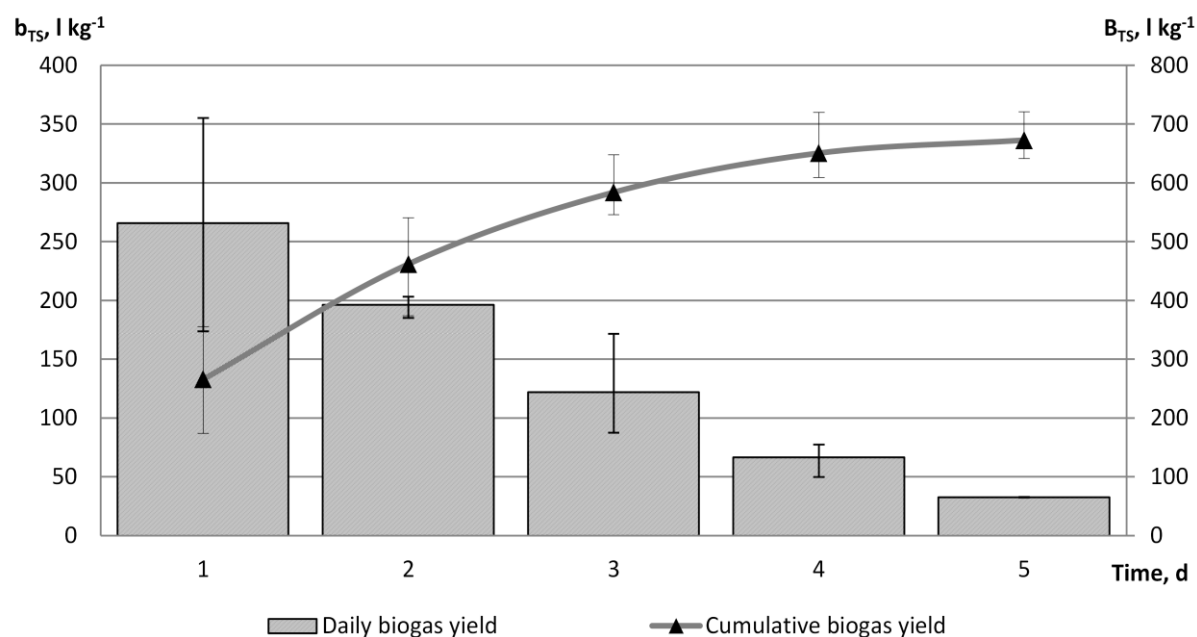
Pertanto, la resa di biogas dai SV usando entrambi i substrati processati è paragonabile con i risultati di Banks et al. (2011) (642 l·kg<sup>-1</sup> con una concentrazione di metano del 62%) e Bolzonella et al. (2006) (700 l·kg<sup>-1</sup> e 180 l·kg<sup>-1</sup> dalla FORSU con una concentrazione di metano del 56%). Comunque, la resa di biogas dalla sostanza organica potrebbe essere temporaneamente variabile, dovuta al cambiamento dello stile di vita e alla composizione del cibo consumato.

**Tabella 8 – Composizione chimica dei campioni della FORSU e del siero di latte.**

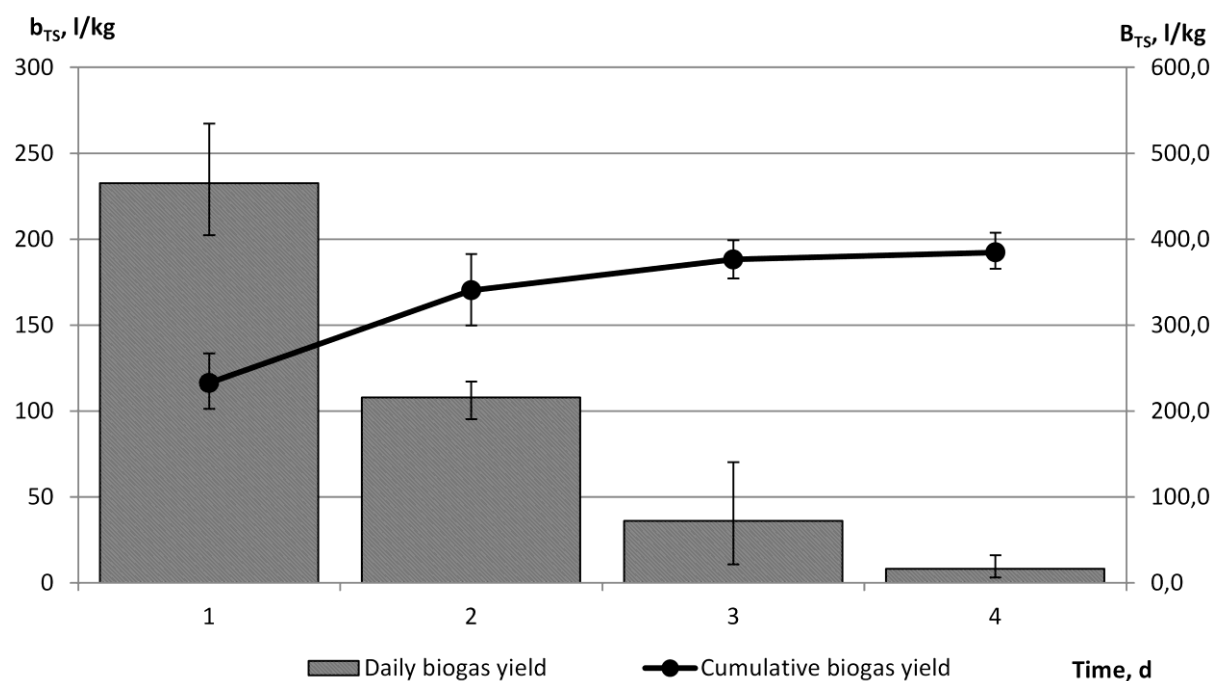
| <b>Parametro</b>                  | <b>Unità di misura</b> | <b>FORSU</b> | <b>Siero di latte</b> |
|-----------------------------------|------------------------|--------------|-----------------------|
| Solidi Totali ( <i>ST</i> )       | %                      | 15.6         | 6.0                   |
| Sostanza organica (in <i>ST</i> ) | %                      | 91.1         | 79.1                  |
| Carbonio Organico                 | %                      | 5.69         | 2.29                  |
| Azoto Totale                      | %                      | 0.328        | 0.099                 |
| Rapporto C/N                      | -                      | 17.4         | 23.1                  |

**Tabella 9 – Risultati delle prove di DA.**

| <b>Indicatore</b>                            | <b>Unità di misura</b> | <b>FORSU</b> | <b>Siero di latte</b> |
|----------------------------------------------|------------------------|--------------|-----------------------|
| Resa di biogas dalla biomassa, $B_M$         | l·kg-1                 | 104.6        | 30.6                  |
| Resa di biogas dai Solidi Totali, $B_{TS}$   | l·kg-1                 | 672.6        | 384.7                 |
| Resa di biogas dai Solidi Volatili, $B_{VS}$ | l·kg-1                 | 738.9        | 410.3                 |

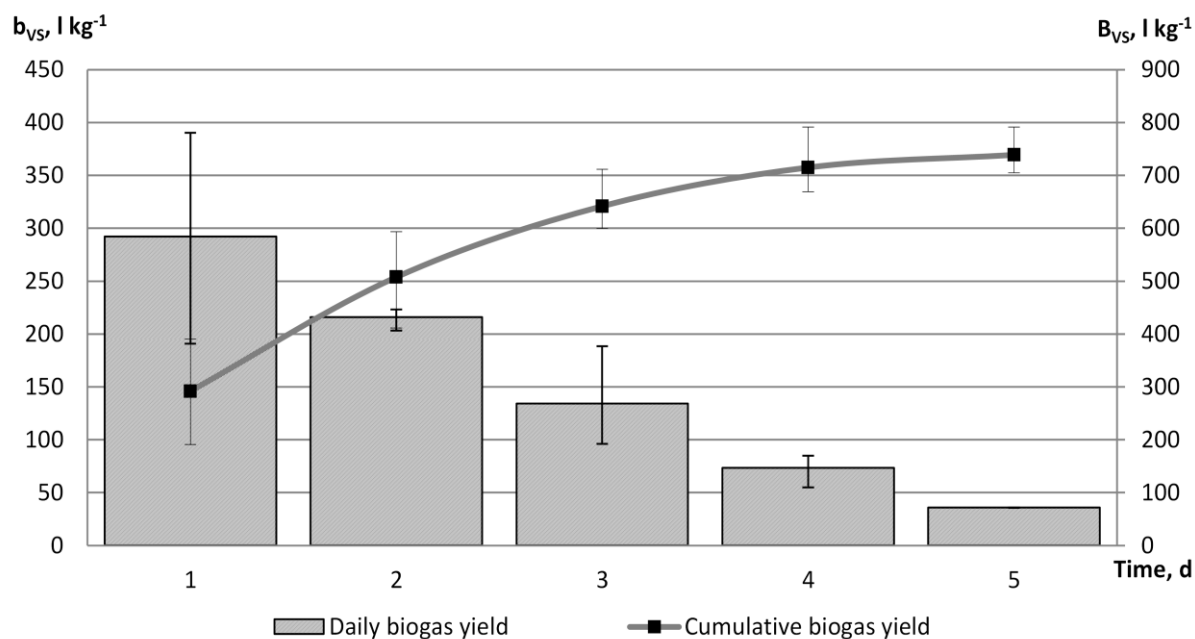


**Figura 16 - Resa di biogas dai Solidi Totali (ST) ottenuta utilizzando FORSU durante le prove di DA: gli istogrammi rappresentano la resa giornaliera dai ST ( $b_{TS}$ ), mentre la curva rappresenta la resa totale cumulativa dai ST ( $B_{TS}$ ).**

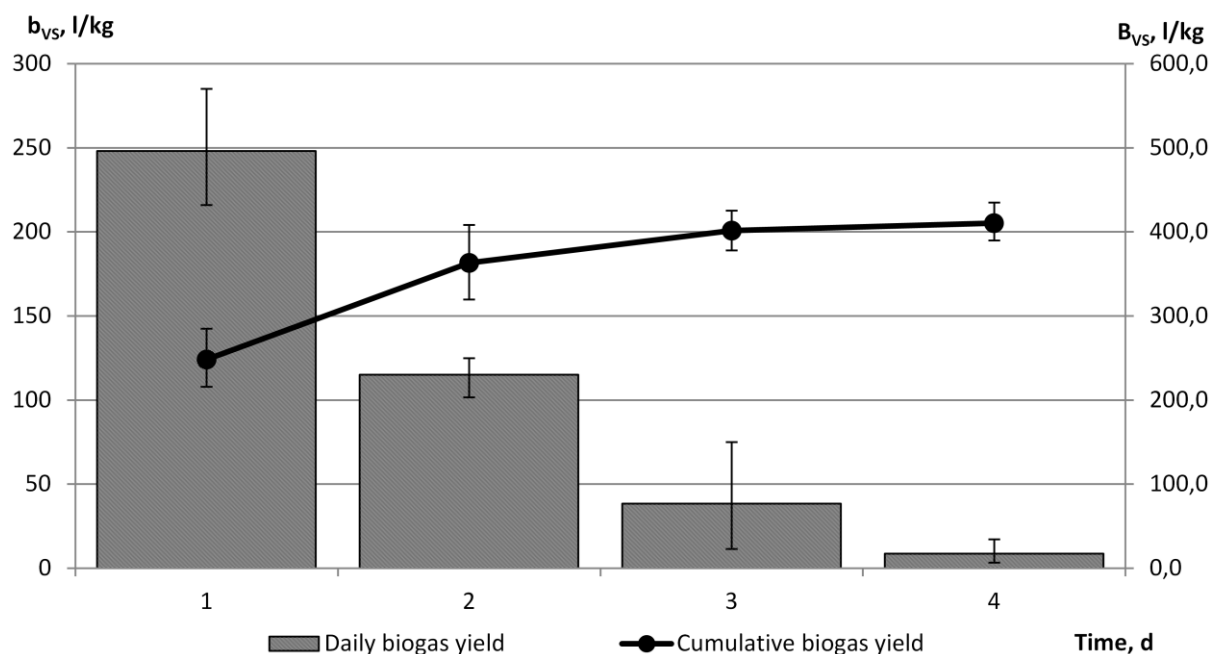


**Figura 17 - Resa di biogas dai Solidi Totali (ST) ottenuta utilizzando siero di latte durante le prove di DA: gli istogrammi rappresentano la resa giornaliera dai ST ( $b_{TS}$ ), mentre la curva rappresenta la resa totale cumulativa dai ST ( $B_{TS}$ ).**





**Figura 18 - Resa di biogas dai Solidi Volatili (SV) ottenuta utilizzando FORSU durante le prove di DA: gli istogrammi rappresentano la resa giornaliera dai SV ( $b_{VS}$ ), mentre la curva rappresenta la resa totale cumulativa dai SV ( $B_{VS}$ ).**



**Figura 19 - Resa di biogas dai Solidi Volatili (SV) ottenuta utilizzando siero di latte durante le prove di DA: gli istogrammi rappresentano la resa giornaliera dai SV ( $b_{VS}$ ), mentre la curva rappresenta la resa totale cumulativa dai SV ( $B_{VS}$ ).**

Il tempo di degradazione biologica della biomassa è stato di cinque giorni usando la FORSU e di quattro utilizzando il siero. La resa di biogas ottenuta da scarti organici di cucina è stata di 104.6 l kg<sup>-1</sup> dalla biomassa, 672.6 l kg<sup>-1</sup> dai ST e 738.9 l kg<sup>-1</sup> dai SV. La resa di biogas ottenuta da siero è stata di 30.6 l kg<sup>-1</sup> dalla biomassa, 384.7 l kg<sup>-1</sup> dai ST e 410.3 l kg<sup>-1</sup> dai SV. Le prove hanno dimostrato che sia la FORSU che il siero sono substrati adatti per la produzione di biogas, in termini di Solidi Totali (ST) e di contenuto di sostanza organica, mentre il rapporto C/N ottenuto (17-23) può essere ritenuto ottimale per il processo di DA.

La gestione dei rifiuti è un problema che deve essere risolto non solo in Sicilia ma in tutta Italia. I siti di molte discariche sono al limite del collasso e i cittadini non accettano l'istallazione di nuove discariche nel loro territorio comunale e si oppongono alla costruzione di nuovi inceneritori. Queste prove dimostrano come la promozione di modalità di raccolta differenziata atte a valorizzare substrati organici quali FORSU e siero attraverso il processo di DA, possa essere una soluzione valida al problema della gestione dei rifiuti. Infatti, sebbene gli scarti di cucina siano anaerobicamente digeribili, si potrebbe ridurre altamente la quantità di FORSU che oggi è compostata aerobicamente oppure, portata in discarica. Inoltre, anche se la resa di biogas dal siero è risultata circa tre volte più bassa di quella della FORSU, la DA del siero dei caseifici e mini-caseifici è un interessante opzione per risolvere il problema della loro gestione.

## Capitolo 10. Progetto per la realizzazione in Sicilia di un impianto di biogas

### 10.1 Premessa

In questo capitolo viene descritto l'impianto di biogas della potenza di 0,999 kW che la società Agroenergia Naro S.R.L., committente per il presente progetto, intende realizzare nel territorio del Comune di Naro (Ag), in contrada Giummello, in un'area agricola (Fig. 20 e 21) di cui risulta titolata a richiedere tutte le autorizzazioni necessarie ed alla successiva realizzazione dell'impianto. L'Agroingegneria Naro ha per oggetto l'attività di sviluppo, progettazione e realizzazione di impianti di gas biologico ed energie rinnovabili in generale. All'Ing. Francesco Canale, è stato affidato l'incarico della progettazione di detto impianto. La potenza di 0,999 kW dell'impianto è giustificata dal nuovo sistema di incentivazione, regolamentato dal D.M. 6 luglio 2012, e che riguarda tutti gli impianti a biogas che sono entrati e che entreranno in esercizio a partire dal 01/01/2013. Questo decreto, che ha portato ad una svolta legislativa importante nel campo della produzione di energia elettrica da fonti rinnovabili non fotovoltaiche, prevede, infatti, che gli incentivi per gli impianti a biogas erogati dal GSE hanno una durata di 20 anni. L'incentivo ha una formula di calcolo diversa a seconda che l'impianto abbia potenza elettrica nominale inferiore o superiore ad 1 MW (1.000 kW). Gli impianti di potenza superiore a 5 MW, accedono al sistema di incentivazione a seguito di una partecipazione a procedure competitive di aste al ribasso.

Per gli impianti a biomasse e biogas di potenza nominale fino a 1 MW il GSE prevede, ove richiesto, al ritiro dell'energia elettrica immessa in rete erogando, sulla produzione netta immessa in rete, una tariffa incentivante onnicomprensiva ( $T_o$ ) determinata secondo la seguente formula:

$$T_o = T_b + Pr$$

con:

$T_b$  = tariffa incentivante base a seconda della tipologia d'impianto e del tipo di alimentazione (prodotti, sottoprodotti, rifiuti);

$Pr$  = ammontare totale degli eventuali premi a cui ha diritto l'impianto.

Alle tariffe base vengono applicati dei premi, come per esempio nel caso di impianti operanti in assetto con cogenerazione ad alto rendimento (CAR), spetta un premio (Pr) così differenziato (Articolo 8, comma 8), di cui alle lettere a) e c):

- a) 40 €/MWh, per impianti alimentati da prodotti di origine biologica (Art. 8, comma 4, lettera a) e da bioliquidi sostenibili;
- c) 10 €/MWh, per gli altri impianti.

Nel caso di impianti alimentati da biogas operanti in regime di cogenerazione ad alto rendimento (CAR), che prevedono il recupero dell'azoto dalle sostanze trattate con la finalità di produrre fertilizzanti, il premio per l'assetto cogenerativo è aumentato di 30 €/MWh.

Per accedere a questo premio è previsto che:

- a) Il titolare dell'impianto presenti una comunicazione di spandimento ai sensi dell'articolo 18 del D.M. 7 aprile 2006 che preveda una rimozione di almeno il 60% dell'azoto totale in ingresso all'impianto;
- b) Sia verificata la conformità dei fertilizzanti prodotti secondo quanto stabilito dal D.Lgs 75/10, nonché sia verificato che il fertilizzante e il produttore dello stesso siano iscritti ai rispettivi registri di cui all'articolo 8, comma 1, del medesimo decreto legislativo;
- c) La produzione del fertilizzante deve avvenire senza apporti energetici termici da fonti non rinnovabili;
- d) Le vasche di stoccaggio del digestato e quelle eventuali di alimentazione dei liquami in ingresso siano dotate di copertura impermeabile;
- e) Il recupero dell'azoto non deve comportare emissioni in atmosfera di ammoniaca o altri composti ammoniacali.



Figura 20 – Particolare del sito oggetto dell'intervento



Figura 21 – Panoramica dell'area d'intervento

## **10.2 Vantaggi nella realizzazione dell'impianto di biogas**

L'impianto, così come concepito, comporta numerosi vantaggi, anche dal punto di vista dell'ecosostenibilità locale e può considerarsi, un'opera di mitigazione ambientale. I principali vantaggi sono:

- valorizzazione degli scarti delle coltivazioni agricole e degli allevamenti di animali;
- riduzione dell'impatto olfattivo, in particolar modo per quel che concerne le biomasse fecali utilizzate (letame, pollina, etc.), causa il minor tempo di stoccaggio all'aperto del substrato;
- riduzione dei fenomeni di fermentazione aerobica della frazione organica putrescibile;
- riduzione dei fenomeni di autocombustione della frazione solida in stoccaggio;
- abbattimento dei fenomeni di proliferazione di mosche ed insetti che potrebbero interessare le proprietà vicine;
- minore necessità nel dover disporre di terreni per gli spargimenti;
- produzione di energia elettrica e termica da matrici organiche, con la possibilità di ricoprire, parzialmente o per intero, il fabbisogno di calore dei fabbricati limitrofi;
- riduzione delle emissioni di CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e NO<sub>x</sub> mediante un sistema per il controllo dei gas esausti;
- abbattimento, fino al 60%, della carica azotata presente nelle biomasse, in particolare nei reflui zootecnici, grazie alla separazione dell'azoto ammoniacale presente nel digestato, mediante la tecnica dello strippaggio, con produzione finale di solfato di ammonio;
- produzione di energia verde proveniente da fonti rinnovabili quali deiezioni avicole e bovine e contestuale restituzione all'ambiente di una matrice priva di carico organico;
- cessione (vendita) alla rete pubblica della corrente elettrica prodotta;
- forte riduzione del fabbisogno di energia primaria grazie al principio di "cogenerazione ad alto rendimento", ovvero la contestuale produzione di energia elettrica e termica mediante un unico cogeneratore. Ciò consente un notevole abbattimento in termini di energia primaria rispetto all'ipotesi di generatori separati.

## **10.3 Inquadramento territoriale dell'impianto**

L'impianto, come detto, sarà localizzato in un'area agricola del Comune di Naro (Ag). Il territorio del Comune di Naro dispone di un'elevata superficie di terreni agricoli, che ben si adattano alla realizzazione di impianti di gas biologico (*biogas*) ed energie rinnovabili

alimentati a biomasse agricole e sottoprodotti, che per la loro natura sono esclusi dal regime normativo sui rifiuti. In questo caso le *biomasse* da utilizzare sono costituite da effluenti zootecnici e da materiali naturali vegetali non pericolosi, di origine agricola e forestale, ovvero sottoprodotti di origine agricola ai sensi dell'articolo 184 bis del D. Lgs. n. 152 del 2006.

La diffusa presenza di varie attività agro-zootecniche in grado di garantire una disponibilità di sottoprodotti di origine agricola, alcuni dei quali caratterizzati da impatto ambientale e costi non trascurabili in sede di gestione e/o smaltimento (ad esempio, la pollina e, in generale, gli effluenti di allevamento) e che possono essere impiegati con efficacia per alimentare un impianto biogas, rappresenta la condizione principale alla base della scelta progettuale.

A seguito di sopralluoghi ed analisi in sito, è stato individuato un appezzamento di terreno con le caratteristiche di accessibilità e giacitura adeguate ad accogliere l'installazione dell'impianto biogas che la committenza intende realizzare (Fig. 22).

Nell'intorno del sito prescelto sono prevalenti le attività agricole estensive per la produzione di cereali e foraggiere e sono, altresì, presenti tutte le infrastrutture minime essenziali necessarie alla realizzazione di un impianto biogas, quali la rete elettrica e la viabilità stradale.

### **10.3.1 Ubicazione**

La zona in esame si ubica al margine nord-orientale della Tavoletta *Naro* [Foglio 271 I N.O.] della *Carta Topografica d'Italia* (serie 25V), scala 1:25.000, edita dall'*Istituto Geografico Militare (IGM)* (Fig. 23) e ricade nella sezione n. 637060 del *Bacino Idrografico del Fiume Naro* (codice 068) della *Carta Tecnica Regionale*, in scala 1:10.000.

Nell'ambito di tale zona, e precisamente in contrada *Giummello*, la società Agroenergia Naro S.R.L. realizzerà questa centrale di cogenerazione da biogas per la produzione di energia elettrica e termica.

Il sito di progetto si trova circa 3,4 km a nord-est del centro abitato del Comune di Naro, in zona collinare a circa 350 m s.l.m. ed è raggiungibile dalla *Strada Statale 410 dir di Naro*, da cui si diparte una strada vicinale che permette di raggiungere agevolmente il luogo oggetto dell'intervento.

L'area in oggetto si estende, con forma pressoché trapezoidale per una superficie catastale complessiva pari a 21.070 m<sup>2</sup>. La superficie topografica è caratterizzata da una modesta inclinazione, inferiore al 4 per cento.

INGUADRAMENTO TERRITORIALE DELL'INTERVENTO SU BASE ORTOFOTO - C.T.R.



Figura 22 – Inquadramento territoriale dell'intervento su base ortofoto C.T.R.

INGUADRAMENTO TERRITORIALE DELL'INTERVENTO SU BASE IGM

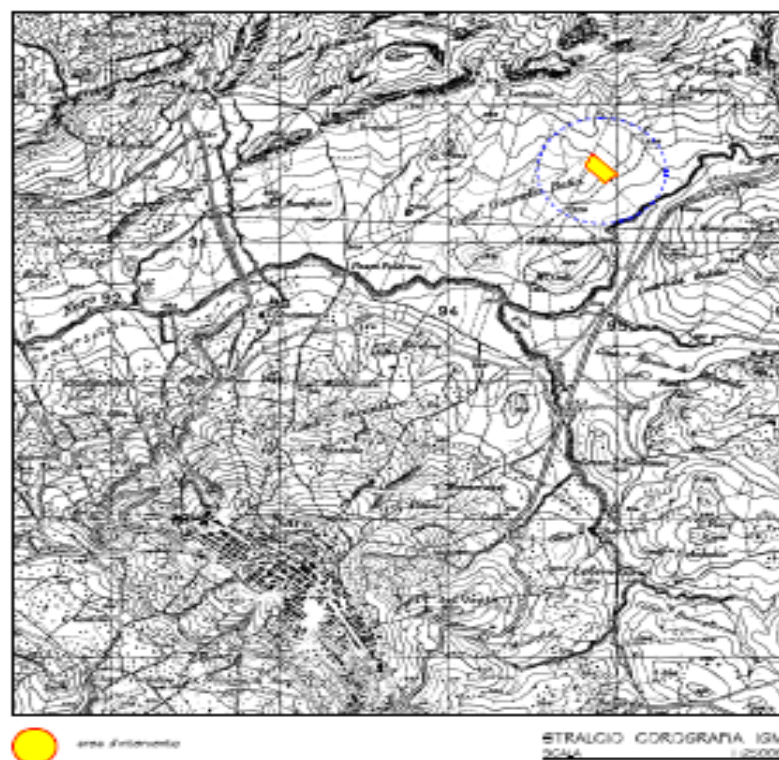


Figura 23 – Inquadramento territoriale dell'intervento su base IGM



### 10.3.2 Inquadramento urbanistico

Dal punto di vista urbanistico, il vigente P.R.G. (Fig. 24 e 25) comunale classifica l'area come *zona territoriale omogenea "E1" – zone rurali in generale*, identificando, con tale codifica, le *parti del territorio destinate ad usi agricoli*. L'articolo n. 24 delle *Norme di Attuazione* del Comune di Naro contiene le seguenti prescrizioni:

- Densità edilizia fondiaria massima delle abitazioni rurali 0,03 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>
- Altezza massima dei fabbricati 7,50 m
- Numero massimo di piani piano semint. + piano terra + un piano
- Distanza minima tra gli edifici 10,00 m
- Distanza minima dai confini 10,00 m
- Superficie minima dell'appezzamento 5.000,00 m<sup>2</sup>

Per i volumi tecnici necessari alla conduzione agricola del fondo è consentito:

- Densità fondiaria massima 0,10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>
- Altezza massima dei fabbricati 7,50 m
- Numero massimo di piani piano semint. + piano terra + un piano
- Distanza minima tra gli edifici 10,00 m
- Distanza minima dai confini 10,00 m
- Superficie minima dell'appezzamento 5.000,00 m<sup>2</sup>

### 10.3.3 Vincoli gravanti sull'area

L'analisi condotta sulla documentazione cartografica del Comune di Naro, non ha evidenziato alcun vincolo archeologico, paesaggistici, idrogeologico e ambientale per il sito di progetto.

La cartografia regionale S.I.T.R. ([www.sitr.regione.sicilia.it/geoportale](http://www.sitr.regione.sicilia.it/geoportale)) evidenzia come il sito di progetto non ricada all'interno di alcuna area *Natura 2000* (Fig. 26).



Figura 24 – Inquadramento territoriale dell'intervento su base P.R.G.

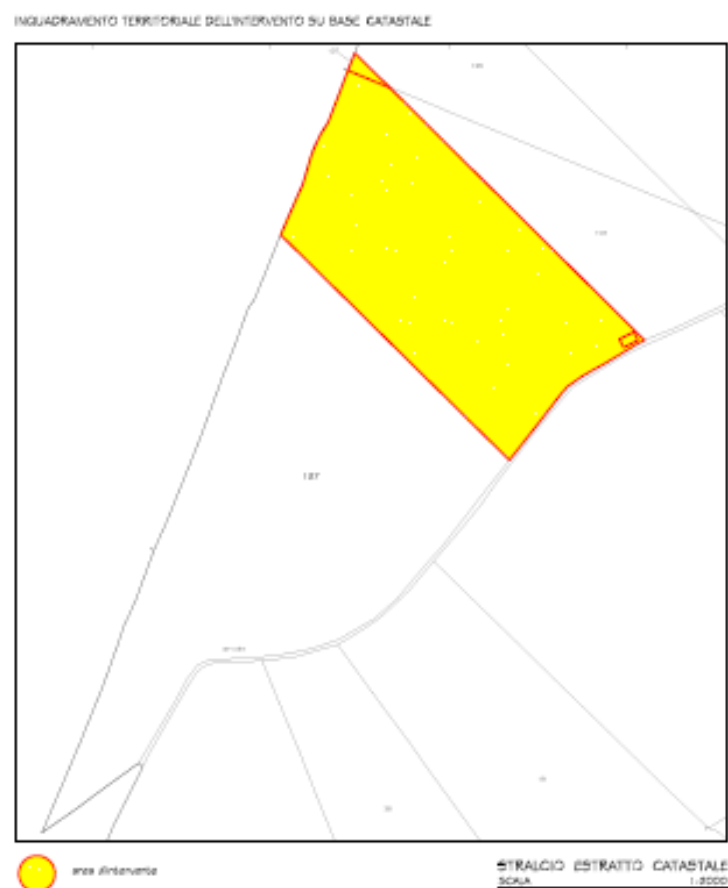


Figura 25 – Inquadramento catastale dell'area di progetto



Figura 26 – Inquadramento territoriale dell'intervento su base ortofoto – SIC-ZPS

## 10.4. Descrizione dell'area dell'impianto

Come riportato sopra, l'ubicazione dell'impianto di progetto è prevista in contrada Giummello, a nord-est del centro abitato del Comune di Naro, con accesso, a mezzo di strada vicinale, dalla Strada Statale 410 dir di Naro.

Tutti i reattori risulteranno interrati e nel loro insieme verranno collocati a quota -1,0 m da piano campagna, in modo da ridurre l'impatto visivo delle opere coperte, la cui altezza alla gronda ammonta complessivamente a 6 m.

La zona di ingresso, la piazzola di alimentazione del dosatore e la zona antistante il locale generatore saranno carrabili ed asfaltate; le due platee per lo stoccaggio della biomassa in ingresso risulteranno anch'esse carrabili, ma finite in conglomerato bituminoso o cementizio resistente agli acidi. La restante porzione dell'areale sarà, invece, ricoperta in ghiaia o adibita a verde in modo da favorire la dispersione nel terreno delle acque meteoriche non contaminate.

Le acque meteoriche provenienti direttamente dalle coperture dei manufatti non sono da considerarsi inquinate e saranno convogliate mediante grondaie e tubazioni interrato ad una vasca di raccolta di volume complessivo pari a 1.236 m<sup>3</sup>, del quale è prevista una parte ad uso antincendio avente capacità di 236 m<sup>3</sup>.

Le acque meteoriche di prima pioggia provenienti dai piazzali e dalle superfici cementate saranno sottoposte a pre-trattamento mediante vasca di sedimentazione, quindi convogliate nella vasca di raccolta stessa. Le acque di seconda pioggia verranno, invece, convogliate per via diretta nella vasca di raccolta mediante by-pass (come dettagliato nel paragrafo relativo alla “Captazione dell’acqua piovana”).

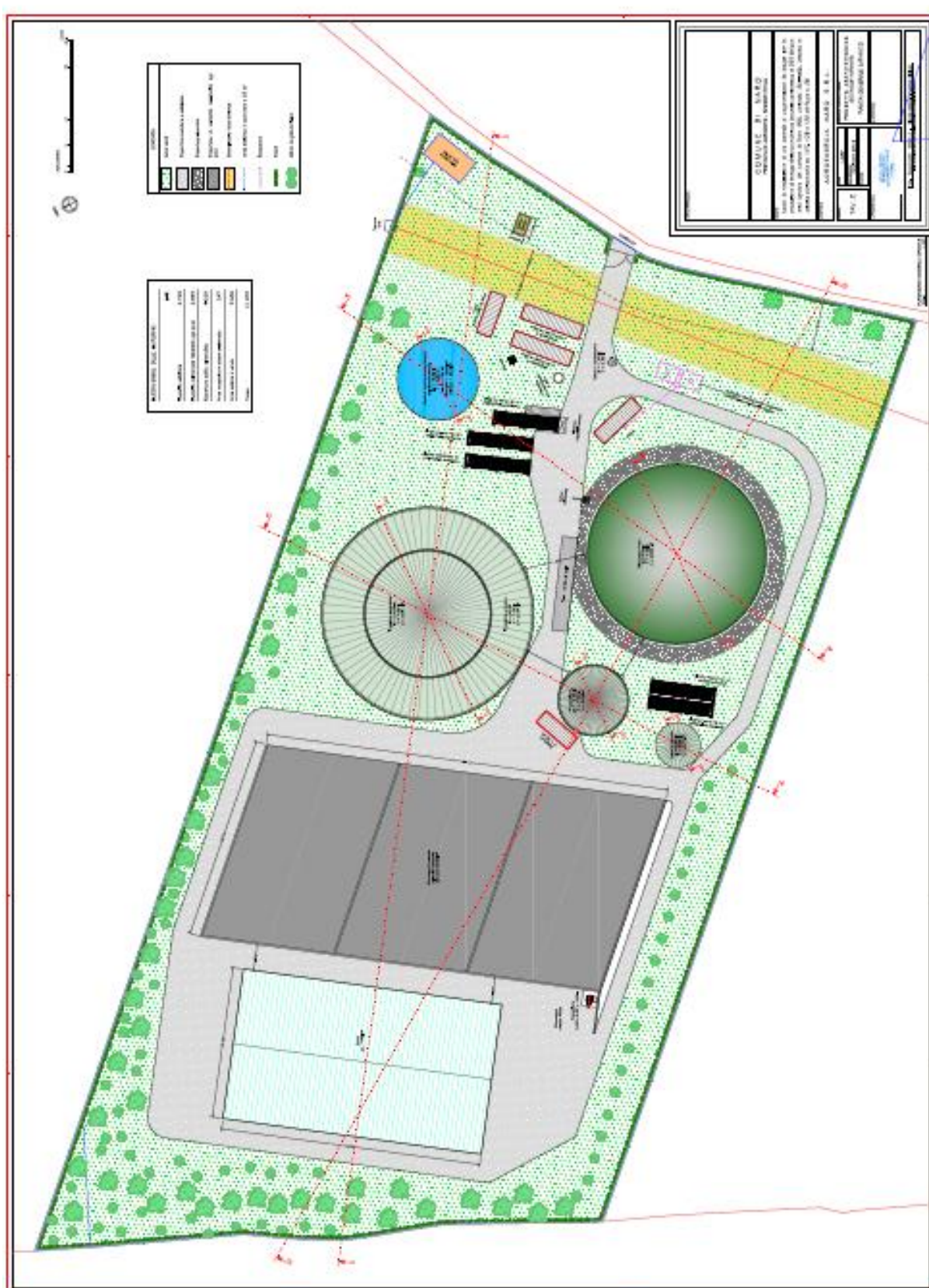
Le superfici costituenti l’areale di progetto sono suddivise come segue:

|                                                       |                       |
|-------------------------------------------------------|-----------------------|
| – Superfici asfaltate                                 | m <sup>2</sup> 3.769  |
| – Superfici asfaltate/cementate resistenti agli acidi | m <sup>2</sup> 2.950  |
| – Coperture edifici e manufatti                       | m <sup>2</sup> 4.308  |
| – Aree ricoperte in ghiaia o sterrato                 | m <sup>2</sup> 347    |
| – Aree adibite a verde                                | m <sup>2</sup> 9.696  |
| <hr/>                                                 |                       |
| Superficie totale areale                              | m <sup>2</sup> 21.070 |

Lungo il perimetro dell’appezzamento è previsto, nel rispetto della composizione floristica della zona, un filare di alberi ad alto fusto capace di mitigare l’impatto visivo dell’impianto e che si estenderà fino ad includere i manufatti.

La delimitazione dell’areale ospitante l’impianto di progetto sarà completata da una recinzione in pali e rete metallica, a cui sarà accostata una siepe in specie autoctona (Fig. 27).

Un sistema di illuminazione dell’areale sarà realizzato secondo le norme CEI in conformità alla L.R. 12/2002 della Regione Sicilia Norme per il contenimento dell’inquinamento luminoso e del consumo energetico da illuminazione pubblica e privata. L’impianto sarà composto da più armature stradali installate su pali dell’altezza di circa 8 m, con lampade ai vapori di sodio ad alta pressione aventi efficienza > 90 lm/W. Le lampade di progetto consentiranno di regolare la luce in base alla zona ed in base all’orario, con un’ottica antinquinamento luminoso ad emissione nulla verso l’alto; la scelta di un vetro piano eviterà la dispersione di luce sopra l’orizzonte causata dagli apparecchi stradali stessi.





## 10.5. Descrizione generale dell'impianto

L'impianto di progetto consiste, nel suo complesso, in un sistema di digestione anaerobica doppio stadio, concepito per la produzione di energia elettrica e termica da biogas, e funzionante pertanto in assetto cogenerativo. La tecnologia si avvale di un efficiente processo fermentativo alimentato per il 69% circa con deiezioni di origine zootecnica (letame e pollina) e per il restante 31% con biomassa e sottoprodotti di origine vegetale. L'impianto è in grado di trattare circa 78,2 t/d di substrato (corrispondenti a 28.550 t/a) di seguito suddivise:

- 72,7 t/d di biomassa proveniente dalle aziende agricole limitrofe (26.550 t/a);
- 5,5 t/d di acqua proveniente dalla vasca di raccolta acque piovane (2.000 t/a).

I cogeneratori scelti adottano la tecnologia AVS (o equivalente) di taglia 2x500 kW elettrici e sono caratterizzati da un minimo di 8.200 ore annue di esercizio.

L'impianto consente di produrre una quantità di biogas stimabile in circa 3.469.464 m<sup>3</sup>/a (di cui ca. 61% metano), da cui una produzione annua di energia elettrica e termica pari rispettivamente a:

- Energia elettrica 8.239.977 kWh/a;
- Energia termica 8.673.660 kWh/a.

Dal punto di vista costruttivo il progetto prevede la realizzazione di un reattore di predigestione, di un fermentatore compartimentato e di uno stoccaggio finale, tutti coperti, di una vasca interrata per lo stoccaggio delle acque piovane dotata di vasca di prima pioggia (è infatti previsto il ricircolo in testa all'impianto del separato liquido e dell'acqua piovana sottoposta a pretrattamento), di un serbatoio interrato ad uso antincendio, di un separatore, di una tettoia per lo stoccaggio temporaneo del digestato solido, di un locale generatore, di una serra per il digestato, di una cabina elettrica con locale di consegna e di altri manufatti minori. L'area comprenderà inoltre una platea di stoccaggio carrabile in grado di accogliere la biomassa fornita all'impianto (Agroenergia Naro S.R.L., 2013).

### 10.5.1 Descrizione sintetica del ciclo di produzione del biogas e trasformazione dell'azoto. Bilancio di massa e di azoto

In Figura 28 è illustrato il bilancio di massa e di azoto. Il ciclo prevede le fasi di seguito riportate.

#### Conferimento e pretrattamento delle biomasse

A monte del processo di produzione del biogas avviene il conferimento delle biomasse presso il punto di alimentazione dell'impianto (dosatore). Le biomasse di origine zootecnica (reflui

animali) provengono direttamente dalle aziende di produzione, con immissione diretta nel dosatore. Diversamente, le biomasse vegetali sono stoccate durante il periodo di raccolta negli appositi sili di accumulo adiacenti all'impianto e dai quali è quindi prelevata la quantità giornaliera necessaria.

Nel dosatore le biomasse subiscono un pretrattamento fisico-meccanico di omogeneizzazione ed incremento della superficie specifica da sottoporre all'attacco batterico.

### Digestione anaerobica

All'interno dell'impianto di biogas, in assenza di ossigeno, il processo biologico di digestione anaerobica operato da diversi generi batterici ed in determinate condizioni di pH e temperatura, mineralizza la sostanza organica producendo una miscela gassosa, appunto il biogas, ricca in metano. L'azoto organico viene anch'esso mineralizzato ad azoto ammoniacale, senza cambiamenti significativi nella quantità complessiva.

### Gestione del digestato

A valle del processo digestivo si colloca il separatore. Questo dispositivo consente la separazione in continuo della massa fermentata (digestato) nelle rispettive frazioni solida e liquida.

La frazione solida è quindi allontanata dal sistema e valorizzata in ambito agronomico, in quanto caratterizzata da proprietà fertilizzanti ed ammendanti.

Parte della frazione liquida, diversamente da quella solida, resta all'interno dell'impianto mediante il sistema di ricircolo ed impiegata per migliorare le caratteristiche fisico-meccaniche della biomassa in ingresso, preparandola nel contempo all'attacco batterico.

La parte di frazione liquida che non viene ricircolata, in virtù dell'elevata concentrazione di azoto ammoniacale, trova naturale impiego in agricoltura come fertilizzante, in ottemperanza alla Direttiva Nitrati 91/676/EEC.

Allo scopo di ridurre il tenore di azoto ammoniacale presente nella frazione liquida, si fa ricorso al processo di "stripping" che consente il recupero di una soluzione di solfato (o nitrato) ammonico commercializzabile come fertilizzante.

### Strippaggio dell'ammoniaca

Lo strippaggio, per mezzo di un flusso di aria, permette di allontanare l'azoto ammoniacale presente in forma soluta nel digestato liquido e di trasferirlo in forma gassosa nel flusso di aria stessa. Con questo processo, l'azoto viene trasferito, quindi, da un elemento ad un altro con caratteristiche più idonee al successivo trattamento. In linea generale, gli schemi impiantistici più comuni prevedono l'abbinamento della torre di strippaggio ad una seconda

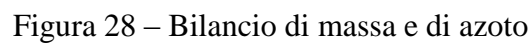
torre di lavaggio (scrubber) in cui il flusso di aria caricato di ammoniaca viene messo a contatto con una soluzione acida, in genere a base di acido solforico, per ottenere un sale, il solfato di ammonio. Il sale di ammonio così formatosi può essere gestito come soluzione esausta, oppure portato alla concentrazione di cristallizzazione, precipitato e gestito in forma solida.

L'abbinamento di questa tecnologia alla produzione di biogas consente di ottenere una serie di vantaggi sia di ordine chimico che energetico non indifferenti, che possono permettere un notevole sviluppo.

I principali vantaggi sono:

- “estrazione” di gran parte dell'azoto presente nelle biomasse di partenza, in seguito alla mineralizzazione dell'azoto organico;
- elevata disponibilità di energia termica a costo nullo, derivante dalla cogenerazione per la trasformazione energetica del biogas; l'incremento di temperatura del digestato liquido permetterebbe di ridurre o evitare il ricorso ad additivi alcalinizzanti pur mantenendo efficienze elevate.





## 10.5.2 Opere da realizzare

Dal punto di vista costruttivo il progetto prevede la realizzazione di:

- a) 1 platea di stoccaggio carrabile per la biomassa in ingresso;
- b) 1 unità di caricamento del reattore di predigestione;
- c) 1 reattore di predigestione;
- d) 1 digestore principale ad anello sistema “Powerring” concentrico con il digestore secondario;
- e) 1 reattore per lo stoccaggio finale chiuso con telo pressostatico;
- f) 1 vasca di ricircolo;
- g) 1 separatore (per la separazione della frazione solida del digestato) con sistema di ricircolo del separato liquido in testa all’impianto. È altresì presente un punto di carico autobotte per l’allontanamento dei residui liquidi in eccesso;
- h) 1 stripper (container) con essiccatore (2 container) per l’ulteriore abbattimento dell’azoto a valle della digestione;
- i) 1 serra per lo stoccaggio e l’essiccazione del digestato solido;
- j) 2 cogeneratori aventi potenza 2 x 500 kW elettrici alloggiati in appositi vani insonorizzati;
- k) 1 vano tecnico per il controllo automatico e monitoraggio dei diversi stadi di processo;
- l) 1 vano di ricovero del sistema di pompaggio;
- m) 1 vasca seminterrata per lo stoccaggio delle acque piovane, dotata di vasca di prima pioggia (è infatti previsto il ricircolo in testa all’impianto del separato liquido e dell’acqua piovana sottoposta a pretrattamento), avente anche funzione di serbatoio ad uso antincendio;
- n) 1 trilocale ENEL comprensivo di locale di consegna, appositamente posizionato in modo tale da essere accessibile al personale ENEL dalla strada di accesso all’impianto;
- o) 1 locale prefabbricato ad uso ufficio, spogliatoio, wc;
- p) altri manufatti minori (pesa, cabina elettrica impianto, trasformatore, sistema di raffreddamento del biogas, pozzetto di raccolta condensato, torcia di emergenza per l’evacuazione del biogas, stazione o platea di carico digestato, sistema di raccolta acque piovane, vasca di decantazione, eventuale nastro trasportatore).

## 10.6 Sequenza operativa dell'impianto

Le fasi principali costituenti la sequenza operativa dell'impianto sono: l'approvvigionamento e lo stoccaggio della biomassa; l'alimentazione dell'impianto; i processi di predigestione, fermentazione e sedimentazione finale; la produzione di biogas; la separazione finale e la destinazione finale del digestato. La Figura 29 illustra le sezioni dell'impianto.

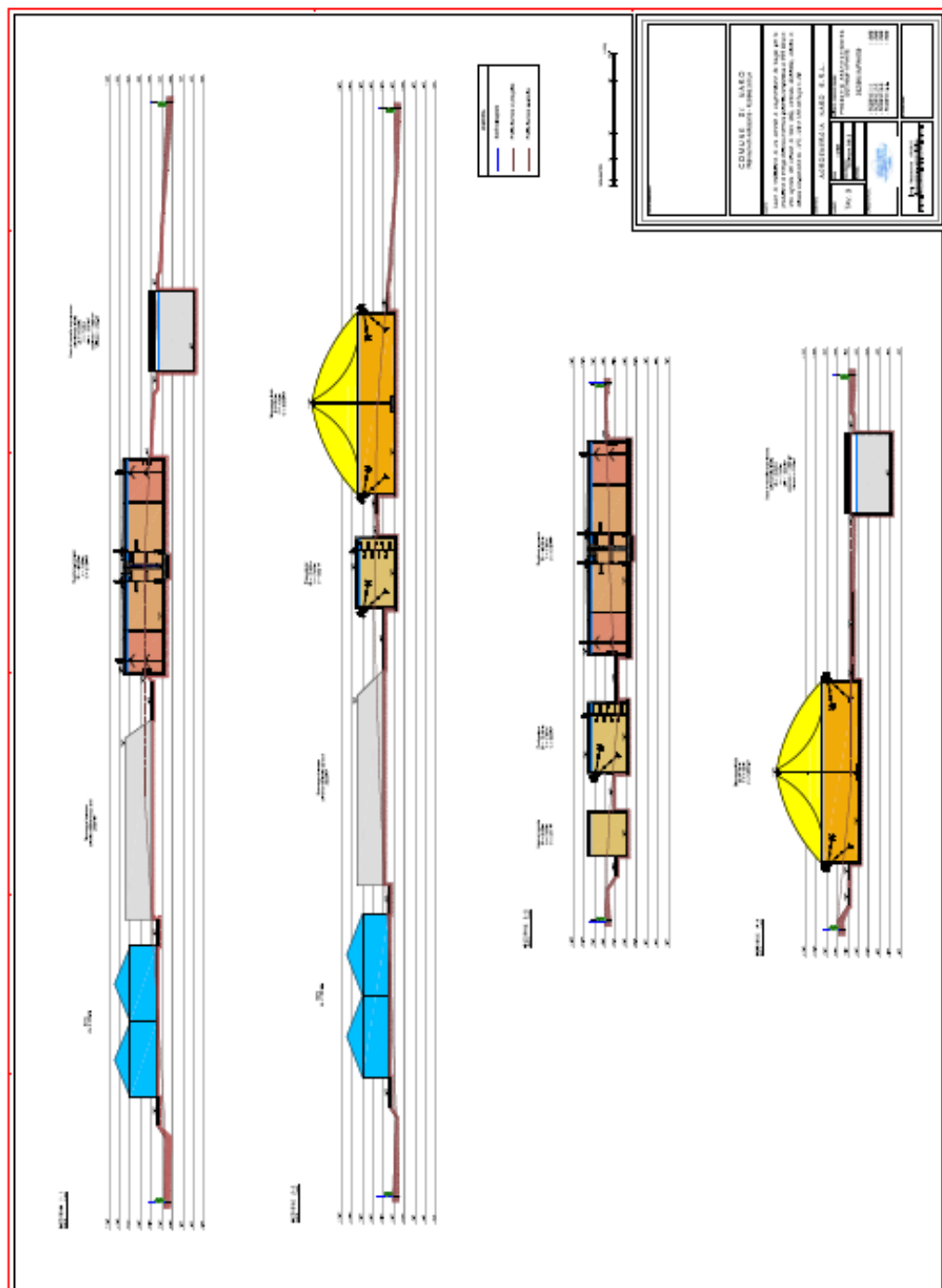


Figura 29 - Sezioni del progetto

### **10.6.1 Approvvigionamento e stoccaggio della biomassa e alimentazione dell'impianto**

L'impianto è in grado di trattare circa 72 t/d di biomassa ( $\sim 97 \text{ m}^3/\text{d}$ ) provenienti dalle aziende agricole locali.

L'impianto, a regime, verrà alimentato secondo la seguente miscela:

- a) Siero di latte 2.500 t/a;
- b) Vinacce 2.800 t/a;
- c) Pollina 10.250 t/a;
- d) Letame bovino 8.000 t/a;
- e) Sulla 3.000 t/a;
- f) Acqua (vasca di raccolta acque piovane) 2.000 t/a;

Totale miscela 28.550 t/a

La sola fase di avviamento dell'impianto (fase di "start up"), la cui durata prevista è di circa 50 giorni, necessita invece di una miscela costituita dall'88,7 % di sottoprodotti agricoli e l'11,3 % di coltura dedicata:

- a) Pollina / Letame bovino / digestato 3.500 t;
- b) Acqua 6.500 t;
- c) Paglia 200 t.

Tale miscela, oltre a favorire il corretto avviamento dell'impianto, garantisce il mix ottimale di batteri, C, N, P e SS per il corretto funzionamento a regime dell'impianto stesso. La biomassa proveniente dalle varie sedi aziendali verrà trasportata con autocarri (Fig. 30) o trattori agricoli a rimorchio coperto (per evitare la diffusione di odori molesti e, nei giorni di pioggia, l'eccessiva umidificazione del materiale) e direttamente sversata nel piazzale di stoccaggio mediante cassone ribaltabile. La biomassa di origine zootecnica sarà caricata direttamente all'interno del dosatore. Appositi mezzi di sollevamento presenti all'interno dell'impianto consentono lo sversamento della biomassa dal piazzale di stoccaggio all'interno del dosatore (Agroenergia Naro S.R.L., 2013).



Figura 30 – Caricamento della biomassa

### 10.6.2 Processo di predigestione

Il primo stadio di processo si realizza all'interno del reattore di predigestione, in cui avviene la miscelazione tra il substrato in ingresso, di matrice solida, e la frazione liquida (liquame oppure ricircolato) proveniente dalla fase di separazione. La biomassa caricata nel dosatore viene convogliata per mezzo di un sistema di pompaggio a coclee. Il tempo di ritenzione all'interno del reattore è pari a 2-3 giorni circa. La predigestione consiste chimicamente in una idrolisi che favorisce la scomposizione dei substrati a matrice organica ed ottimizza la degradabilità della biomassa per i processi successivi di fermentazione, consentendo pertanto maggiori rese nella produzione del biogas. I vantaggi sono notevoli anche dal punto di vista economico – gestionale, in quanto il sistema non necessita di un approvvigionamento quotidiano della biomassa (Agroenergia Naro S.R.L., 2013).

### 10.6.3 Processo di fermentazione e sedimentazione finale

Il substrato in uscita dallo stadio di predigestione viene convogliato all'interno del fermentatore per mezzo di un sistema di pompaggio con condotte a tenuta. Qui la biomassa subisce la degradazione anaerobica ad opera dei batteri metanigeni trasformandosi in digestato; il tempo di ritenzione all'interno del fermentatore ammonta indicativamente a 33 giorni. Lo stoccaggio finale del digestato si realizza all'interno di un apposito reattore nel quale viene convogliato il digestato in uscita dal fermentatore. Trattasi di un volume chiuso

all'interno del quale il digestato, oltre a trascorrere i 90 giorni di stoccaggio previsti dalla vigente normativa, dà luogo ad un'ulteriore degradazione anaerobica ad opera della massa microbica presente e quindi ad un'ulteriore (anche se minore) produzione di biogas (Agroenergia Naro S.R.L., 2013).

#### **10.6.4 Produzione di biogas**

Il biogas prodotto durante le fasi di predigestione, fermentazione e sedimentazione finale viene raccolto nella parte superiore dei rispettivi reattori e convogliato in apposite condotte all'interno di un serbatoio di stoccaggio temporaneo, in attesa della trasformazione finale in energia elettrica e termica.

Il biogas prodotto subirà, prima del passaggio nel gruppo generatore, un pretrattamento consistente in:

- Desolfurazione mediante areazione e/o dosaggio di idrossidi o sali di ferro;
- Raffreddamento all'interno di un apposito condensatore;
- Deumidificazione.

Il condensato liquido che ne deriva viene raccolto all'interno di un apposito pozzetto e ricircolato nello stoccaggio finale mediante un sistema di pompe. Il biogas trattato viene quindi avviato alla combustione e trasformato in energia elettrica e termica. In caso di malfunzionamento e/o blocco del gruppo generatore, l'alimentazione del motore viene interrotta ed il biogas convogliato ad un'apposita torcia di emergenza. In contemporanea si procederà all'interruzione dell'alimentazione dell'impianto. La combustione del gas precedentemente depurato consente il rispetto dei limiti alle emissioni in ottemperanza alla vigente normativa (Agroenergia Naro S.R.L., 2013).

#### **10.6.5 Separatore finale**

La separazione del digestato in uscita dallo stoccaggio finale consente l'ottenimento di una frazione solida caratterizzata da un tenore del 25% di ST (Fig. 11), a fronte di una percentuale sensibilmente inferiore (~ 4% ST) del digestato tal quale (Fig. 12). L'essiccamento mediante nastro trasportatore consentirebbe l'ottenimento di un digestato con tenore di ST pari all'85%, e la frazione umida verrebbe quasi totalmente evaporata (Agroenergia Naro S.R.L., 2013).

### **10.6.6 Destinazione finale del digestato**

Il digestato solido, separato tramite separatore, potrà essere caricato direttamente sui cassoni dei rimorchi utilizzati per il trasporto oppure, a seconda delle necessità, sottoposto a stoccaggio ed essiccazione nella adiacente serra. La frazione liquida in eccesso del digestato verrà allontanata mediante autobotte, a tal fine è presente sul posto un apposita stazione di carico. Due sono le possibili destinazioni delle frazioni solida e liquida del digestato in eccesso:

- a) Utilizzo a fini agricoli quale fertilizzante (Fig. 8, 9, 10, 11, 12 e 13);
- b) Post – trattamento, ad esempio mediante macchina per pellettizzazione (Agroenergia Naro S.R.L., 2013).

## **10.7 Descrizione dei processi biochimici e vantaggi di un impianto bifase**

### **10.7.1 Considerazioni generali alla base del progetto**

La fermentazione anaerobica consiste in una serie di processi biochimici che consentono, in assenza di ossigeno e luce ed in presenza di determinate temperature, la decomposizione della frazione organica della biomassa. Il biogas è frutto della fermentazione anaerobica ed è un prodotto derivante dal metabolismo di particolari batteri, chiamati metanigeni; questi, operando in assenza di luce ed ossigeno, danno luogo ad una catena di processi biochimici quali la metanizzazione e la decomposizione della frazione organica dei substrati in ingresso (Angelidaki et al., 1993). I batteri metanigeni operano in condizioni ottimali, garantendo una resa elevata dell'impianto solamente in presenza di biomassa caratterizzata da un sufficiente tenore di umidità (contenuto in S.S. < 50%). L'habitat necessario a garantire l'esistenza e la riproduzione dei suddetti microorganismi oscilla tra i 5°C ed i 70°C; le specie mesofile operano in un range abbastanza ristretto compreso tra i 35°C ed i 42°C, quelle termofile lavorano invece a temperature più elevate, tra i 40°C ed i 60°C (Weiland, 2010).

Oltre alla temperatura interna dei reattori, altri parametri che incidono sulla resa dei processi di metanizzazione sono:

- pH del substrato;
- composizione chimica del substrato;
- continuità e costanza nell'alimentazione dei digestori;
- superficie specifica della biomassa, a sua volta proporzionale al grado di sminuzzamento derivante da pretrattamento meccanico (fase di idrolisi);

- concentrazione di sostanze inibitrici del processo nella biomassa in ingresso;
- grado di congestionamento del digestore;
- grado di strippaggio del biogas dal substrato (legato all'efficienza degli agitatori);
- tempo di residenza del substrato nei reattori (Weiland, 2010).

### **10.7.2 Differenze tra processi monostadio e processi bifase**

Un impianto a doppia fase presenta, a differenza dei sistemi monofase, un processo preliminare di idrolisi all'interno di un apposito reattore "batch". La fase di predigestione determina, oltre che un primo grado di trattamento meccanico e biologico (e quindi rese più elevate), l'ottimizzazione del successivo processo di fermentazione ed una sua alimentazione a portata più regolare (Gemmeke et al., 2009). Nella fattispecie, la sequenza operativa prevede il passaggio della biomassa attraverso un'unità di acidificazione costituita da uno (o due, a seconda della tipologia di substrato in ingresso) reattori di predigestione, seguita da un reattore di digestione anaerobica e da uno di stoccaggio finale. Il digestato in uscita dal fermentatore viene quindi sottoposto a separazione (con ricircolo della frazione liquida in testa all'impianto); il digestato solido, a seconda dell'utilizzo previsto, potrà essere sottoposto ad eventuale essiccamento che ne abbassi ulteriormente il tenore di umidità. La movimentazione della biomassa all'interno dell'impianto è regolata a distanza mediante un'apposita stazione di pompaggio computerizzata.

In sintesi l'impianto consiste delle seguenti fasi operative:

- Predigestione (1 reattore), all'interno del reattore di miscelazione;
- Unità di acidificazione (all'interno del reattore di predigestione);
- Digestione anaerobica (1 fermentatore compartimentato a 2 stadi);
- Stoccaggio finale (1 reattore);
- Ricircolo (1 vasca);
- Separazione frazione liquida – digestato solido;
- Strippaggio azoto;
- Evaporazione;
- Essiccazione digestato.

Il vantaggio principale degli impianti di biogas a doppia fase (detti anche "impianti ad alto rendimento") consiste nella possibilità di ottimizzare ciascun processo della sequenza operativa, essendo le singole fasi caratterizzate dalla presenza di batteri specifici in grado di operare in condizioni ambientali ottimali. La presenza di uno stadio preliminare di predigestione consente, inoltre, una scomposizione meccanica dei substrati a matrice fibrosa



(quali ad esempio l'insilato di colture erbacee, paglie, etc.) e quindi una "preparazione" ottimale del substrato per una fase di digestione anaerobica più stabile e regolare (Weiland, 2010). L'analogia è quella con l'apparato digerente dei bovini, il cui stomaco è suddiviso in quattro "ambienti" caratterizzati da pH, temperatura e batteri specifici ed al cui interno hanno luogo quattro sequenze di digestione (permettendo così all'animale di digerire i cibi più fibrosi). Da qui la suddivisione dell'impianto in più fasi successive, all'interno di ciascuna delle quali i batteri possano operare in condizioni ambientali ottimali. All'interno degli impianti monofase, invece, svolgendosi il processo di digestione all'interno di un unico reattore, le differenti specie di batteri presenti devono adattarsi alle condizioni ambientali locali, con il risultato che molti di essi operano fuori range, diminuendo drasticamente la propria produttività. All'interno di tali impianti i processi di predigestione e di metanizzazione si inibiscono a vicenda, essendo le condizioni ambientali richieste dai rispettivi batteri assai diverse; in caso di impianti monostadio funzionanti a basso carico (solidi organici totali OTS  $< 2 \text{ kg/m}^3\cdot\text{d}$ ) tali effetti non risultano particolarmente evidenti, all'aumentare del carico i batteri diventano sempre più sensibili ed i processi sempre più instabili e meno efficienti.

L'adozione di una tecnologia a doppio stadio con un reattore di idrolisi separato dal fermentatore garantisce invece una buona stabilità di processo anche con carichi decisamente più elevati (solidi organici totali OTS fino a  $7 \text{ kg/m}^3$ ) (Weiland, 2010). I batteri metanigeni sono assai sensibili alle repentine variazioni del livello di pH; per tale motivo i valori all'interno del fermentatore dovrebbero mantenersi in regime di neutralità ( $\sim 7,5$ ). Il processo di idrolisi richiede, invece, un ambiente acido con valori di pH prossimi a 5 (Vieitez e Gosh, 1999; Parawira et al., 2008).

Negli impianti biogas a doppio stadio i fattori di inibizione per i batteri metanigeni sono ridotti al minimo, in quanto la biomassa convogliata all'interno del fermentatore risulta precedentemente idrolizzata ed acidificata. In caso di immissione diretta del substrato nel digestore anaerobico lo shock per i microorganismi sarebbe invece notevole ed il rischio di inibizione batterica elevato. Un impianto a doppia fase consente pertanto, rispetto ai classici impianti monofase, una più efficace e regolare produzione di biogas a parità di substrato organico impiegato (Weiland, 2010).

### **10.7.3 Predigestione ed unità di acidificazione**

Durante la prima fase di predigestione si assiste alla scomposizione di substrati a matrice organica, quali carboidrati, grassi e proteine, ad opera di specifici enzimi; questi dissociano le macromolecole in molecole semplici facilmente digeribili da parte dei batteri metanigeni. Le

molecole semplici derivanti dalla prima fase di idrolisi vengono assimilate e convertite in acidi organici, alcoli, idrogeno, anidride carbonica, ammoniaca ed acido solfidrico durante il secondo stadio di acidificazione. Gli elementi così formati subiranno a loro volta un'ulteriore decomposizione ad opera di batteri produttori di acido acetico, divenendo così assimilabili dai batteri metanigeni per la produzione di biogas (non solo nel fermentatore, ma anche nel reattore di idrolisi si assiste alla produzione, anche se in quantità inferiori, di biogas).

La predigestione rappresenta la fase più delicata dell'intero processo di digestione. Il suo completamento richiede infatti la presenza di tre differenti tipologie di microorganismi (batteri acidificatori, batteri produttori di acido acetico, batteri metanigeni), per ciascuno dei quali è necessario garantire condizioni di temperatura e pH ottimali. Essendo il loro habitat sostanzialmente diverso da quello richiesto dai batteri metanigeni anaerobi, i processi di idrolisi e di fermentazione si sviluppano in unità separate; questo consente di monitorare e gestire al meglio il processo di idrolisi. All'interno del reattore di predigestione avviene la miscelazione tra il substrato in ingresso, di matrice solida, e la frazione liquida (liquame oppure ricircolato proveniente dalla fase di separazione). Questo primo stadio favorisce la scomposizione dei substrati a matrice organica ed ottimizza il comportamento della biomassa durante i processi di fermentazione, consentendo pertanto maggiori rese nella produzione del biogas. La temperatura di processo risulta variare dai 25°C ai 65°C a seconda delle condizioni ambientali, il tempo di residenza all'interno dei reattori risulta invece compreso tra 1 e 3 giorni. Il substrato in uscita dalla prima fase di idrolisi/acidificazione, pretrattato e decomposto, viene quindi convogliato in pressione al successivo stadio di fermentazione (Agroenergia Naro S.R.L., 2013).

#### **10.7.4 Digestione anaerobica e produzione di biogas**

Negli impianti a doppia fase la presenza di un processo di predigestione separato dalla fermentazione consente ai microorganismi di operare indisturbati, garantendo una maggiore e più regolare produzione di biogas. La miscela gassosa che viene a crearsi all'interno del digestore anaerobico contiene fino al 60% in volume di metano; sono rilevabili in concentrazioni minori sostanze quali anidride carbonica, acqua ed acido solfidrico. Prima della sua conversione in energia elettrica il gas grezzo sarà sottoposto a disidratazione fisica e desolforizzazione chimica mediante dosaggio di ferro II e di sali metallici, rispettivamente. In particolare, la preventiva disidratazione del biogas incrementa il potere calorifico della miscela e quindi il suo rendimento di cogenerazione, minimizza le perdite di pressione nel sistema di distribuzione e preclude il rischio di corrosione delle componenti metalliche. La

disidratazione del biogas si ottiene per condensazione della frazione liquida dello stesso, mediante raffreddamento al di sotto della temperatura di condensa e successiva separazione fisica dell'acqua, a sua volta ricircolata in testa al processo. Per la separazione dell'acido solfidrico si fa invece uso di appositi prodotti deacidificanti reperibili sul mercato. Questi composti rimuovono lo zolfo dalla miscela gassosa favorendone il deposito sul substrato giacente sul fondo del fermentatore e migliorandone le proprietà fertilizzanti. Il gas depurato prodotto all'interno del fermentatore e del digestore finale viene quindi allontanato e destinato alla produzione di energia elettrica. Le sue caratteristiche fisiche vengono di seguito descritte in tabella 10 (Agroenergia Naro S.R.L., 2013).

**Tabella 10 – Parametri chimico – fisici del biogas**

| Proprietà fisiche                        | CH <sub>4</sub> | CO <sub>2</sub> | H <sub>2</sub> S | Miscela (65% CH <sub>4</sub> ) |
|------------------------------------------|-----------------|-----------------|------------------|--------------------------------|
| Volume (%)                               | 55              | 24-44           | 0,1-0,7          | 100                            |
| Potere calorifico (kWh/ m <sup>3</sup> ) | 10              | -               | 6,3              | 6,6                            |
| Calore utile (kWh/ m <sup>3</sup> )      | 11,1            | -               | -                | 7,2                            |
| Limite di accensione (% Vol.)            | 5-15            | -               | 4,45             | 6-12                           |
| Temperatura di accensione (°C)           | 700             | -               | 270              | 650-750                        |
| Pressione critica (bar)                  | 47              | 75              | 90               | 75-89                          |
| Temperatura critica (°C)                 | -81,5           | 31              | 100              | -82,5                          |
| Densità normale (kg/ m <sup>3</sup> )    | 0,72            | 1,98            | 1,54             | 1,2                            |

## 10.8 Caratteristiche tecniche dell'impianto

La gestione operativa dell'impianto di progetto prevede i manufatti di seguito elencati con le proprie caratteristiche tecnico-dimensionali (Fig. 31).

a) Platea carrabile di stoccaggio della biomassa

- Superficie totale della platea 2.950 m<sup>2</sup>
- Altezza muri 5 m
- Volume di stoccaggio 14.750 m<sup>3</sup>

b) Unità di caricamento del reattore di predigestione

Il caricamento dei reattori di idrolisi avverrà attraverso un dosatore per matrici secche del volume di 50 m<sup>3</sup>; il flusso continuo in uscita viene convogliato nella coclea di estrazione; da

qui alla coclea di asporto verticale ed alla coclea di immissione forzata, che spinge la matrice al di sotto del livello del liquido contenuto nel reattore, assicurando in tal modo una perfetta miscelazione.

c) Reattore di predigestione

|            |                    |
|------------|--------------------|
| • Diametro | 13 m               |
| • Altezza  | 7 m                |
| • Vlordo   | 929 m <sup>3</sup> |
| • Vnetto   | 863 m <sup>3</sup> |

Il reattore di predigestione è stagno, massiccio e realizzato con pareti, platea di base e solaio in calcestruzzo armato; la sua impermeabilità, nonché resistenza al gelo ed agli agenti atmosferici, é garantita sia nei confronti delle sostanze liquide che di quelle gassose grazie alle particolari proprietà del calcestruzzo (di tipo C35/45). Il trattamento superficiale della parte interna mediante apposita pitturazione o film coprente, proteggerà il calcestruzzo dagli acidi presenti nella biomassa.

La strumentazione accessoria al reattore di predigestione consiste in:

- agitatore verticale con pale di movimento “a pagaia”;
- agitatore diagonale ad installazione laterale;
- 1 pozzetto di presa con sistema di sicurezza per sotto – sovrappressione;
- 1 sonda di temperatura;
- 1 indicatore di livello di minimo;
- 1 indicatore di livello di massimo;
- sistema di riscaldamento a serpentine.

Il substrato idrolizzato in uscita dal reattore viene convogliato nella coclea di immissione forzata che spinge la matrice al di sotto del livello del liquido contenuto nel successivo reattore, assicurando in tal modo una perfetta miscelazione.

d) Digestore principale (vasca esterna)

|                |                      |
|----------------|----------------------|
| • Diametro     | 40 m                 |
| • Altezza      | 7 m                  |
| • Volume netto | 5.104 m <sup>3</sup> |

e) Digestore secondario (vasca interna)

|                |                      |
|----------------|----------------------|
| • Diametro     | 24 m                 |
| • Altezza      | 7 m                  |
| • Volume netto | 2.941 m <sup>3</sup> |

La strumentazione accessoria al fermentatore consiste in:

- agitatori diagonali ad installazione laterale;
- sistema di sicurezza per sotto – sovrappressione;
- sonde di temperatura;
- indicatori di livello di minimo;
- indicatori di livello di massimo;
- sistema di riscaldamento a serpentine.

f) Reattore per lo stoccaggio finale

- Diametro 34 m
- Altezza 7 m
- Volume netto 5.898 m<sup>3</sup>

g) Telo pressostatico a doppia membrana per la chiusura dello stoccaggio finale (cupola)

h) Vasca di ricircolo

- Diametro 8 m
- Altezza 7 m
- Volume netto 327 m<sup>3</sup>

La strumentazione accessoria allo stoccaggio finale consiste in:

- agitatori diagonali ad installazione laterale;
- sistema di sicurezza per sotto – sovrappressione;
- sonde di temperatura;
- indicatori di livello di minimo;
- indicatori di livello di massimo.

Anche i fermentatori ed il reattore per lo stoccaggio finale sono stagni, massicci e realizzati con pareti e platea di base in calcestruzzo armato; la loro impermeabilità, nonché resistenza al gelo ed agli agenti atmosferici, é garantita sia nei confronti delle sostanze liquide che di quelle gassose grazie alle particolari proprietà del calcestruzzo (di tipo C35/45). Il trattamento superficiale della parte interna mediante apposita pitturazione o film coprente proteggerà il calcestruzzo dagli acidi presenti nella biomassa.

i) Separatore coperto frazione solida – frazione liquida digestato

- Lunghezza 3,00 m
- Larghezza 3,00 m
- Altezza 1,50 m
- Superficie 9,00 m<sup>2</sup>

j) Container per lo strippaggio dell'azoto nel digestato

- Lunghezza 12,19 m
  - Larghezza 2,44 m
  - Altezza 2,59 m
  - Superficie 29,74 m<sup>2</sup>
- k) Container per l'essiccamento del digestato (x2)
- Lunghezza 12,19 m
  - Larghezza 2,44 m
  - Altezza 2,59 m
  - Superficie 29,74 m<sup>2</sup>
- l) Serra per lo stoccaggio/essiccazione del digestato solido
- Lunghezza 50,00 m
  - Larghezza 28,80 m
  - Superficie 1.440,00 m<sup>2</sup>
- m) Cogeneratore (x2)
- Lunghezza 12 m
  - Larghezza 3 m
  - Altezza 3 m
  - Superficie 36 m<sup>2</sup>
  - Potenza elettrica ca. 500 kW<sub>el</sub>
  - Potenza termica ca. 525 kW<sub>th</sub>
- n) Vano tecnico di controllo
- Lunghezza 12,19 m
  - Larghezza 2,44 m
  - Altezza 2,59 m
  - Superficie 29,74 m<sup>2</sup>
- o) Sala di pompaggio in container
- Lunghezza 12,19 m
  - Larghezza 2,44 m
  - Altezza 2,59 m
  - Superficie 29,74 m<sup>2</sup>
- p) Vasca seminterrata per lo stoccaggio delle acque piovane
- Diametro 15 m
  - Altezza 7,5 m
  - Volume netto 1.236 m<sup>3</sup>

q) Trilocale prefabbricato – Cabina di consegna

- Lunghezza 8,40 m
- Larghezza 3,00 m
- Altezza 3,00 m
- Superficie 25,20 m<sup>2</sup>

r) Locale prefabbricato ufficio/spogliatoio/WC

- Lunghezza 10,00 m
- Larghezza 2,50 m
- Superficie 25,00 m<sup>2</sup>

s) Manufatti minori

- Pesa.
- Cabina elettrica impianto.
- Trasformatore.
- Sistema di raffreddamento del biogas.
- Pozzetto di raccolta condensato (post raffreddamento del biogas).
- Torcia di emergenza per l'evacuazione del biogas.
- Stazione o platea di carico digestato.
- Sistema di raccolta acque provenienti da platea di stoccaggio, pesa, platea di carico digestato, separatore, etc., loro convogliamento al sistema di trattamento e, successivamente, alla vasca di raccolta.
- Vasca di decantazione (con pozzetto scolmatore) per il pretrattamento delle acque piovane di prima pioggia.
- Eventuale nastro trasportatore coperto per l'ulteriore essiccamento del separato solido.





## 10.9 Dimensionamento dei manufatti

### 10.9.1 Stoccaggio della biomassa in ingresso

La biomassa in ingresso all'impianto, trasportata spesso con cassoni scarrabili come quelli illustrati in Figura 32, è divisibile in due differenti tipologie, in funzione della frequenza di conferimento:

- a) Biomasse a conferimento costante durante tutto l'arco dell'anno, con immissione diretta nel dosatore (stoccaggio in platea non previsto);
- b) Biomasse a conferimento periodico – stagionale a cadenza annuale, per le quali è previsto lo stoccaggio in platea.

Il dimensionamento della platea carrabile è condotto in funzione della configurazione di carico annuo della biomassa di tipo b) di cui sopra, rappresentata nella fattispecie dalla vinaccia e dalla sulla. Per il calcolo delle superfici minime necessarie si è tenuto conto della quantità prevista di biomassa tipo b da conferire all'impianto, pari a 5.800 t/a (3000 t di sulla e 2.800 t di vinaccia, come indicato nel paragrafo “Sequenza operativa dell'impianto”).

Considerando pertanto il peso specifico medio dell'insilato delle due matrici vegetali, stimabile in minimo 550 kg/m<sup>3</sup> (valori inferiori potrebbero favorire l'innesco di processi fermentativi nella massa che causerebbero una perdita di sostanza secca), si ottiene un volume di stoccaggio minimo necessario pari a:

$$V_{st} = 5.800 \text{ t/a} : 0,550 \text{ t/m}^3 = 10.545 \text{ m}^3$$

Considerando una altezza netta di riempimento tra un setto e l'altro mediamente pari a 4 metri, ne deriva pertanto una superficie minima di stoccaggio pari a:

$$S_{st} = 10.545 \text{ m}^3/\text{a} : 4 \text{ m} = 2.636 \text{ m}^2$$

$$S_{st} \text{ scelto} = 2.950 \text{ m}^2$$

Il fatto che l'impianto operi in continuo fa sì che la biomassa in ingresso non sia mai stoccata contemporaneamente all'interno del piazzale, garantendo in tal modo un ulteriore margine di sicurezza (Agroenergia Naro S.R.L., 2013).



Figura 32 – Cassoni scarrabili normalmente utilizzati in impianti di biogas

### 10.9.2 Unità di caricamento dei reattori (dosatore)

Le 26.550 t/a di biomassa previste vengono somministrate all'impianto mediante la fornitura di 72,7 t/d, come spiegato nel paragrafo “Descrizione generale dell'impianto”. Il dimensionamento dell'unità di carico è determinato pertanto considerando il peso specifico medio della biomassa in ingresso:

$$V_{\text{car/d}} = 72,7 \text{ t} : 0,700 \text{ t/m}^3 = 103,8 \text{ m}^3$$

Considerato che il caricamento della biomassa nel dosatore avviene di volta in volta ad intervalli di 3 ore circa (per un totale di 2 ÷ 3 carichi giornalieri), si desume come una capienza di 50 m<sup>3</sup> sia da considerare oltremodo sufficiente (Agroenergia Naro S.R.L., 2013).

### 10.9.3 Reattore di predigestione

La biomassa caricata nel dosatore viene convogliata per mezzo di un sistema di pompaggio a cecole all'interno del reattore di predigestione. Il tempo di ritenzione minimo ( $t_{\text{min idr}}$ ) necessario per garantire i processi biochimici all'interno del reattore è pari a 2 giorni. Si dimostra di seguito come il manufatto di progetto sia sufficiente a garantire il completamento della prima fase di idrolisi della biomassa. Per il dimensionamento dell'unità di predigestione

sarà da considerare l'apporto di biomassa sopra definito, al quale va aggiunta una quota di ricircolo e l'acqua piovana (circa 2.000 m<sup>3</sup>/a):

|                                                                                      |                              |
|--------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------|
| Biomassa ( $\rho \sim 0,700 \text{ t/m}^3$ ) 26.550 t/a =                            | 103,9 m <sup>3</sup> /d      |
| Acqua piovana ( $\rho \sim 1,000 \text{ t/m}^3$ ) 2.000 t/a =                        | 5,5 m <sup>3</sup> /d        |
| <u>Ricircolo digestato (<math>\rho \sim 1,000 \text{ t/m}^3</math>) 49.275 t/a =</u> | <u>135,0 m<sup>3</sup>/d</u> |
| Totale ingresso predigestore ( $Q_{in \text{ idr}}$ )                                | 244,4 m <sup>3</sup> /d      |

i prevede la realizzazione di un reattore avente diametro interno di 13 m ed altezza di 7 m, per un volume netto pari a 862 m<sup>3</sup>. Si ritiene opportuno mantenere in fase di progetto un margine minimo di sicurezza in quanto, a regime, il fondo del reattore sarà sede di depositi ed accumuli di sostanza solida che impediranno lo sfruttamento appieno del volume del reattore. Considerando ad esempio un “fondo” di altezza 1 m sarà da detrarre un volume utile pari a 133 m<sup>3</sup>: tale volume garantisce un tempo di ritenzione di progetto per i processi biochimici pari a:

$$t_{idr} = (862 - 95) \text{ m}^3 : 244,4 \text{ m}^3/\text{d} = 2,9 \text{ d}$$

da cui appare giustificata la scelta di progetto  $V_{\text{prog idr}} = 862 \text{ m}^3$ , risultando:

$$t_{idr} > t_{\text{min idr}}$$

#### 10.9.4 Fermentatori

Il substrato in uscita dallo stadio di predigestione viene convogliato all'interno del fermentatore principale per mezzo di un sistema di pompaggio con condotte a tenuta. Qui la biomassa subisce la degradazione anaerobica ad opera dei batteri metanigeni trasformandosi in digestato; il tempo di ritenzione all'interno di questo fermentatore ammonta indicativamente a 20 giorni. Si dimostra di seguito come i manufatti di progetto siano sufficienti a garantire il completamento della seconda fase di digestione anaerobica. L'apporto di biomassa in ingresso alle unità di fermentazione è tal quale quello in uscita dal reattore di predigestione, ovvero 244,4 m<sup>3</sup>/d (vedasi paragrafo precedente). Il progetto prevede la realizzazione di due reattori concentrici aventi diametro 40 m (vasca esterna) e 24 m (vasca interna) ed altezza 7 m, per un volume netto pari a 8.045 m<sup>3</sup>.

Considerando un tempo teorico minimo di digestione ( $t_{\text{dig min}}$ ) di almeno 30 giorni, necessario al completo “consumo” del substrato e, nel caso specifico ( $t_{\text{dig}}$ ) pari a:

$$t_{\text{dig}} = 8.045 \text{ m}^3 : (244) \text{ m}^3/\text{d} = 33 \text{ d}$$

si giustifica la scelta di progetto  $V_{\text{prog ferm}} = 8.045 \text{ m}^3$ , risultando:

$$t_{\text{dig}} > t_{\text{min dig}}$$

### 10.9.5 Stoccaggio finale

Per il dimensionamento dello stoccaggio finale si considerano le portate sopra dette, dalle quali va dedotta la frazione di biomassa ed acqua legata alla produzione di biogas, insieme a quella in uscita dal separatore destinata alla vendita (13.000 t/a, vedasi bilancio di massa e dell'azoto). Dal bilancio di massa risulta:

|                                                     |                                                   |
|-----------------------------------------------------|---------------------------------------------------|
| Biomassa in uscita dal fermentatore                 | 78,21 t/d                                         |
| Detrazione produzione di biogas                     | 15,48 t/d                                         |
| <u>Detrazione digestato in uscita al separatore</u> | <u>35,62 t/d</u>                                  |
| Totale                                              | 26,11 t/d ~ 26 m <sup>3</sup> /d (S.S. ~ 4 - 7 %) |

Considerando altresì i seguenti fattori tecnici e normativi:

- durata minima di ritenzione a norma di legge della biomassa destinata allo spandimento diretto in campo pari a 90 giorni, con applicazione di un margine di sicurezza del 10%:

$$V_{\text{min ritenz}} = 26 \text{ m}^3/\text{d} \times 90 \text{ d} + 10\% = 2.574 \text{ m}^3$$

- perdita di volume utile per deposito al fondo di materiale (h deposito = 1 m):

$$V_{\text{depos}} = 1,00 \text{ m} \times 907,46 \text{ m}^2 = \sim 907 \text{ m}^3$$

- volume ( $V_{\text{post ferm}} = 1.000 \text{ m}^3$ ) aggiuntivo di deposito per post-fermentazione e produzione di biogas residuale (incremento complessivo dell'efficienza dell'impianto 5-10%); otteniamo un volume minimo finale:

$$V_{\text{min sed fin}} = 2.574 \text{ m}^3 + 907 \text{ m}^3 + 1.000 \text{ m}^3 = 4.481 \text{ m}^3$$

la scelta di progetto  $V_{\text{sed fin}} = 5.901 \text{ m}^3$  risulta pertanto giustificata essendo:

$$V_{\text{min sed fin}} < V_{\text{sed fin}}$$

### 10.9.6 Separatore

Per il dimensionamento della capacità del separatore saranno da considerare le portate in uscita dallo stoccaggio finale (13.000 t/a, vedasi bilancio di massa e dell'azoto).

Dal bilancio di massa risulta:

$$V_{\min \text{ sep}} = 13.000 \text{ t/a} \sim 50,88 \text{ m}^3/\text{d}$$

Il deposito del separatore presenta le seguenti dimensioni:

$$V_{\text{sep}} = (5,00 \times 15,00 \times 3,00) \text{ m} = 225 \text{ m}^3$$

da cui appare giustificata la scelta di progetto risultando:

$$V_{\text{sep}} > V_{\min \text{ sep}}$$

Essendo  $V_{\text{sep}} > 4 V_{\min \text{ sep}}$  sarà pertanto possibile allontanare il separato ogni 4 giorni (Agroenergia Naro S.R.L., 2013).

### 10.9.7 Fabbisogno idrico dell'impianto

Le acque meteoriche che confluiscono all'interno della vasca di raccolta (avente volume  $1.000 \text{ m}^3$  per la diluizione dei substrati nel flusso di ricircolo in testa all'impianto e  $236 \text{ m}^3$  ad uso antincendio) possono avere una duplice provenienza:

- a) acque derivanti direttamente dalle coperture dei manufatti, e pertanto da considerarsi non inquinate. Queste saranno convogliate nel bacino interrato mediante apposite grondaie e tubazioni sottosuolo;
- b) acque di seconda pioggia provenienti da piazzali, zone carrabili e platee di stoccaggio e non soggette a pretrattamento.

Per il dimensionamento del fabbisogno idrico dell'impianto si faccia riferimento al Bilancio di massa e di azoto.

Dal bilancio si evince come il funzionamento in continuo dell'impianto richieda una portata pari a  $2.000 \text{ m}^3/\text{a}$ , attingibile direttamente dalla cisterna di accumulo dell'acqua meteorica.

Per la stima del volume d'acqua meteorico recuperabile sull'intera area vanno analizzate le precipitazioni medie annue per la zona considerata. In particolare, nel caso del Comune di Naro, le serie storiche riferite al periodo 1924 – 2003 riportano come gli eventi meteorici si assestino mediamente sui 627,9 mm di pioggia l'anno.

Tenuto conto che per la superficie in oggetto è previsto un sistema di raccolta dei volumi di pioggia intercettati dalle superfici asfaltate e cementate (efficienza di raccolta 70%), risulterà una disponibilità idrica potenziale pari a:

$$V_{idr\ met} = 6.719\ m^2 \times 0,628\ m/a \times 0,70 = 2.954\ m^3/a$$

Considerando il fabbisogno in continuo (almeno 8.400 ore annue) dell'impianto, si deduce che il volume di stoccaggio seminterrato (pari a  $1.000\ m^3$ ) si svuoterà istantaneamente, garantendo in tal modo un continuo riempimento in occasione di eventi meteorici.

La portata di acqua meteorica giornaliera necessaria all'impianto è pari a:

$$V_{acqua\ met\ proc} = 2.000\ m^3/a : 365\ d/a = 5,48\ m^3/d$$

Considerando la situazione più sfavorevole di un periodo di magra avente durata pari a 6 mesi (periodo massimo senza pioggia secondo le serie storiche), si ottiene il seguente volume minimo di stoccaggio:

$$V_{min\ stocc} = 5,48\ m^3/d \times 180\ d = 986,3\ m^3$$

da cui appare giustificata la scelta di progetto  $V_{stocc} = 1.000\ m^3$ , risultando:

$$V_{stocc} > V_{min\ stocc}$$

La portata meteorica in eccesso raccolta dalle coperture sarà smaltita mediante condotta di troppo-pieno della cisterna di accumulo. Questa tipologia di acqua non si configura come scarico ai sensi del DLGS 152/06 e, pertanto, non è soggetta a concessione.

Al fabbisogno idrico di processo sopra descritto, si aggiunge quello del locale servizi per le cui necessità è prevista la realizzazione di un accumulo di acqua potabile di circa 2.000 l, rifornito periodicamente tramite autocisterna (Agroenergia Naro S.R.L., 2013) .

## **10.10 Verifica del potenziale dell'impianto**

Le matrici in ingresso producono la quantità di metano ( $CH_4$ ) descritta nella seguente tabella 11:

**Tabella 11 – Produzione di metano dalle matrici in ingresso (KTBL, 2013)**

|                       | <b>Input t/a</b> | <b>s.s. %</b> | <b>s.s. org. %</b> | <b>CH<sub>4</sub>/t s.s. org. m<sup>3</sup></b> | <b>CH<sub>4</sub> m<sup>3</sup></b> |
|-----------------------|------------------|---------------|--------------------|-------------------------------------------------|-------------------------------------|
| <b>Pollina</b>        | 10.250           | 50            | 74                 | 302,3                                           | 1.146.473                           |
| <b>Letame bovino</b>  | 8.000            | 25            | 80                 | 247,5                                           | 396.000                             |
| <b>Siero di latte</b> | 2.500            | 5,6           | 76,2               | 411,0                                           | 43.845                              |
| <b>Vinacce</b>        | 2.800            | 45            | 90                 | 312,0                                           | 353.808                             |
| <b>Sulla</b>          | 3.000            | 30            | 87,8               | 288,9                                           | 228.289                             |
| <b>Totale</b>         |                  |               |                    |                                                 | 2.168.415                           |

Considerando che 1 m<sup>3</sup> di metano corrisponde ad un valore energetico pari a 10 kWh, si ottiene:

Produzione annua di energia 2.168.415 m<sup>3</sup>/a x 9,94 kWh/m<sup>3</sup> = 21.554.045 kWh/a

Il cogeneratore adottato presenta i seguenti valori di rendimento:

- a) Rendimento termico ~40%
- b) Rendimento elettrico ~38%
- c) Perdite ~22%

da cui:

Produzione annua di energia termica 21.554.045 kWh/a x 0,40 = 8.621.618 kWh/a

Produzione annua di energia elettrica 21.554.045 kWh/a x 0,38 = 8.190.537 kWh/a

Perdite di sistema 21.554.045 kWh/a x 0,22 = 4.770.513 kWh/a

Considerando il caso più sfavorevole di sole 8.200 ore di funzionamento annue dell'impianto si ottiene pertanto:

$$8.190.537 \text{ kWh/a} : 8.200 \text{ h/a} = 998,84 \text{ kWh (max)}$$

Considerando al contrario 8.740 ore di funzionamento annue dell'impianto (situazione in continuo, peraltro prevista, con sole 20 ore l'anno per la manutenzione del motore), si ottiene:

$$8.190.537 \text{ kWh/a} : 8.740 \text{ h/a} = 937,13 \text{ kWh (min)}$$

Il dimensionamento mostra pertanto come il motore adottato da 1000 kWh sia correttamente dimensionato per tutte le condizioni di funzionamento (Agroenergia Naro S.R.L., 2013).

## 10.11 Calcolo dell'energia immessa in rete

### 10.11.1 Energia elettrica

L'autoconsumo del sistema viene quantificato dal produttore come:

|                                          |                                   |
|------------------------------------------|-----------------------------------|
| Impianto di messa a terra                | 4 kW (24 h/d)                     |
| Dosatore                                 | 40 kW (2 h/d)                     |
| Pompe dosatore                           | 15 kW (2 h/d)                     |
| Reattore predigestione                   | 15 kW (24 h/d)                    |
| Agitatore predigestione                  | 10 kW (24 h/d)                    |
| Agitatori fermentatore 1                 | 45 kW (22 h/d)                    |
| Agitatori stoccaggio finale              | 60 kW (24 h/d)                    |
| Pompe vasca acqua piovana                | 22 kW (2 h/d)                     |
| Pompe alimentazione separatore           | 5,5 kW (10 h/d)                   |
| Separatore                               | 5,5 kW (10 h/d)                   |
| Compressore                              | 5,5 kW (4 h/d)                    |
| Pompe per carico autobotte               | 22 kW (1 h/d)                     |
| Vano tecnico di pompaggio                | 20 kW (24 h/d)                    |
| Evaporatore                              | 20 kW (24 h/d)                    |
| <u>Illuminazione di emergenza</u>        | <u>20 kW (2 h/d)</u>              |
| Autoconsumo teorico                      | 309,5 kW                          |
| Perdite (ca. 2% della potenza elettrica) | 20 kW                             |
| <u>Fattore di contemporaneità</u>        | <u>ca. 55%</u>                    |
| Autoconsumo effettivo                    | 233,67 kW ~ 890.125 kWh/a (10,8%) |

Dunque, detraendo dal valore dell'autoconsumo teorico quello delle perdite (ca. 2% della potenza elettrica) e tenendo conto del fattore di contemporaneità (ca. 55%), si ricava l'autoconsumo effettivo che è pari a 233,67 kW, corrispondente a ca. 890.125 kWh/a (10,8%). L'energia elettrica immessa in rete viene calcolata come differenza tra l'energia elettrica prodotta e l'autoconsumo elettrico del sistema:

$$8.190.537 \text{ kWh/a} - 890.125 \text{ kWh/a} = 7.300.412 \text{ kWh/a}$$

### 10.11.2 Energia termica

L'energia termica netta da immettere in rete è invece pari a zero, in quanto è previsto di utilizzare tutta l'energia termica prodotta per alimentare il sistema di approvvigionamento



termico dei reattori di idrolisi, dei digestori, dell'acqua di ricircolo, del ventilatore di emergenza (Agroenergia Naro S.R.L., 2013).

## **10.12 Locale servizi**

Si prevede di realizzare il locale servizi installando una struttura prefabbricata, all'interno della quale è previsto di alloggiare i seguenti vani:

- locale servizi igienici;
- locale spogliatoio/antibagno;
- vano doccia;
- locale ufficio.

Tutti i locali sono progettati in ottemperanza alla vigente normativa in materia di aerilluminazione degli ambienti chiusi (D.M. 5 luglio 1975), nella fattispecie destinati ad uso esclusivo del personale operativo dell'impianto.

### Locale servizi igienici

I servizi igienici sono dimensionati per un numero minimo di 4 AE (abitante equivalente) e sono posizionati in prossimità del locale ufficio, separati da quest'ultimo a mezzo di antibagno. La separazione tra servizi igienici ed antibagno è realizzata a tutta altezza.

Il vano è provvisto di riscaldamento autonomo e di finestra apribile avente apertura minima  $0,5 \text{ m}^2$ , al fine di garantire l'illuminazione ed il ricambio d'aria minimi richiesti.

L'approvvigionamento idrico è garantito tramite una cisterna di accumulo di  $2.000 \text{ m}^3$  alloggiata all'interno del container e periodicamente rifornita tramite autocisterna.

### Locale spogliatoio/antibagno

Il vano adibito al cambio degli indumenti da parte degli operatori presenti nell'impianto consiste in uno spogliatoio dotato di aerazione naturale mediante apposita finestra.

### Vano doccia

In virtù dell'attività cui sono soggetti gli operatori addetti all'impianto, si prevede l'installazione di un vano doccia riscaldato e dotato di acqua calda corrente.

### Locale ufficio

Al fine di consentire un ottimale svolgimento delle pratiche burocratiche, amministrative e inerenti l'attività dell'impianto, si prevede uno specifico spazio chiuso allestito con scrivania e sedie. Il locale potrà, inoltre, risultare utile in caso di intemperie, durante le ore più calde, durante la pausa pranzo oppure per riunioni tecniche.

## 10.13 Cabina utente

All'interno dell'impianto è prevista la realizzazione di una "cabina utente" (Fig. 33).

Trattasi di un locale tecnico in cui collocare i quadri di sezionamento della media tensione in arrivo dalla rete del Distributore locale e partenza per il trasformatore MT/BT nonché i quadri di bassa tensione per l'alimentazione dei servizi ausiliari.

Si prevede di utilizzare un manufatto prefabbricato, delle dimensioni in pianta 4,00 x 2,52 m.

Il box sarà del tipo rispondente alle vigenti norme per la disciplina delle opere di conglomerato cementizio armato e secondo le normative CEI di riferimento nel settore. Gli elementi componibili sono realizzati in calcestruzzo vibrato  $R_{ck}$  350 confezionato con cemento tipo 525 ad alta resistenza adeguatamente armato (materiale a bassa infiammabilità come previsto dalla norma CEI 11-1 al punto 6.5.2 e CEI 17-63 al punto 5.5); i giunti di unione dei diversi elementi e la copertura vengono sigillati con appositi prodotti di alta qualità per una perfetta tenuta d'acqua al fine di attribuire alla struttura un grado di protezione IP33 Norme CEI 70-1.

Nel box verranno installate porte e griglie di aerazione in vetroresina del tipo omologati Enel come richiesto dalla DK5600.

La fondazione sarà del tipo a platea realizzata in opera ricavando cunicoli e tubazioni necessarie al percorso dei cavi.

L'impianto di messa a terra verrà eseguito con corda di rame nuda e dispersori a puntazza posti a 1 m dalla cabina e deve garantire secondo la norma CEI 11-1 l'assenza di tensioni di contatto e di passo pericolose.



Figura 33 – *Stralcio* ortofoto del tracciato elettrodotto

## 10.14 Captazione dell'acqua piovana

Le acque che insistono sull'impianto possono classificarsi come segue:

- acque meteoriche non contaminate (tetti e coperture dei manufatti);
- acque di prima pioggia provenienti da piazzali, zone carrabili e platee di stoccaggio;
- acque di seconda pioggia provenienti da piazzali, zone carrabili e platee di stoccaggio;
- acque di percolazione provenienti dalle biomasse insilate;
- acque di scarico civili provenienti dal locale servizi.

La destinazione per ciascuna tipologia viene di seguito illustrata.

### Acque meteoriche non contaminate (tetti e coperture dei manufatti)

Le acque meteoriche intercettate dalle coperture dei manufatti saranno da considerarsi non contaminate e convoglieranno direttamente all'interno della vasca di raccolta (avente volume 1.000 m<sup>3</sup> per la diluizione dei substrati nel flusso di ricircolo in testa all'impianto e 236 m<sup>3</sup> ad uso antincendio) mediante apposite grondaie e tubazioni sottosuolo. Il dimensionamento dei

manufatti viene illustrato nel dettaglio nel paragrafo *Fabbisogno idrico dell'impianto*.

#### Acque meteoriche di prima pioggia provenienti da piazzali, zone carrabili e platee di stoccaggio

Le acque meteoriche di prima pioggia provenienti dai piazzali e dalle superfici di stoccaggio cementate saranno sottoposte a pretrattamento mediante sequenza composta da 2 fasi distinte:

- separazione, tramite pozzetto scolmatore, delle acque di prima pioggia da quelle di seconda pioggia;
- accumulo temporaneo delle acque di prima pioggia al fine di consentire la sedimentazione delle sostanze solide.

Nella pratica corrente, le acque di prima pioggia vengono separate da quelle successive di seconda pioggia tramite un bacino di accumulo interrato di capacità tale da contenere tutta la quantità di acque meteoriche di dilavamento risultante dai primi 5 mm di pioggia caduta sulle superfici carrabili di pertinenza dell'impianto. Questa tipologia di acqua sarà quindi impiegata all'interno del processo dell'impianto, con priorità di attingimento rispetto alla vasca di accumulo principale al fine di poter garantire in tempi brevi il disimpegno del sistema stesso.

#### Acque di seconda pioggia provenienti da piazzali, zone carrabili e platee di stoccaggio

Le acque di seconda pioggia non saranno sottoposte al pretrattamento di cui al punto precedente e verranno convogliate per via diretta nella vasca di raccolta mediante by-pass. La portata meteorica in eccesso nella vasca sarà smaltita mediante condotta di troppo-pieno recapitante direttamente nel corpo idrico superficiale. Questa tipologia di acqua non si configura come scarico ai sensi del D.LGS. 152/06 e, pertanto, non è soggetta a concessione.

#### Acque di percolazione provenienti dalle biomasse insilate

Il percolato rilasciato dalle biomasse insilate è intercettato da appositi impluvi di raccolta realizzati sulle platee di stoccaggio ed indirizzato direttamente alla vasca di sedimentazione per mezzo di condotta interrata dedicata.

#### Acque di scarico provenienti dal locale servizi

Le acque di scarico civili provenienti dal locale servizi vengono affrontate nella sezione seguente *Acque di scarico*.

### **10.15 Acque di scarico civili dal locale servizi**

Da indagini svolte in loco si è appurata la mancanza, nelle immediate vicinanze, di collettori fognari per acque nere nei quali convogliare le acque di scarico provenienti dal locale servizi.

Il problema dello smaltimento delle acque presenta problematiche differenziate a seconda delle singolarità delle varie funzioni. In particolare, si sottolinea come:

- non saranno presenti acque reflue di processo;
- le acque reflue civili provenienti dai servizi igienici del locale servizi (spogliatoio, ufficio e WC) confluiranno, mediante una condotta a tenuta, in due vasche combinate di stoccaggio provvisorio e svuotamento periodico (art. 32 T.C. Dlgs n. 152) a mezzo di ditta specializzata.

Le citate vasche di stoccaggio saranno adeguatamente interrato e poste all'esterno dell'edificio ad una distanza minima di 50 cm dai muri di fondazione, e ad una distanza minima di 10 m da condotte idriche o serbatoi per acqua potabile. Il dimensionamento delle singole vasche risulta tale da garantire l'utilizzo dell'intero impianto di scarico, e pari a 300/400 l per ogni utente. Le vasche saranno del tipo prefabbricato a perfetta tenuta per garantire una perfetta tenuta e proteggere da infiltrazioni il terreno circostante ed eventuali falde.

## **10.16 Previsione di emissioni in atmosfera**

Il D.Lgs. n. 152 del 03/04/2006 prevede per motori endotermici alimentati a biogas i seguenti limiti di emissione, riferiti ad un tenore volumetrico di ossigeno pari al 5% nell'effluente gassoso:

- ossidi di azoto (espressi come NO<sub>2</sub>) 500 mg/m<sup>3</sup>;
- monossido di carbonio (CO) 800 mg/m<sup>3</sup>;
- carbonio totale organico (COT) 150 mg/m<sup>3</sup>.

Nei motori endotermici alimentati a biogas, la tecnologia adottata della ditta MAN consente il raggiungimento di valori alle emissioni per NO<sub>x</sub> e CO compatibili con i limiti di legge.

## **10.17 Valutazione previsionale di impatto acustico**

E' stata prevista la piena osservanza della normativa vigente (legge quadro 26 ottobre 1995, n. 447) in materia di inquinamento acustico per tutto l'impianto.

## **10.18 Tempi di realizzazione dell'impianto**

Si prevedono, una volta ottenuta l'autorizzazione alla realizzazione del progetto, tempi di esecuzione stimabili in sei mesi; tempi analoghi si prospettano per lo smantellamento dell'impianto e per il ripristino della situazione ex ante dopo i 20 anni di servizio dell'impianto stesso.

## Conclusioni

A fronte della forte crescita conosciuta dalle agroenergie in altre zone d'Italia, la Sicilia sembra fare eccezione. Gli incentivi entrati in vigore quest'anno hanno stimolato diverse iniziative progettuali, che tardano tuttavia a concretizzarsi.

Sviluppare le agroenergie in Sicilia significa sfruttare le nuove opportunità che si presentano oggi nella digestione anaerobica alimentata a colture energetiche, sottoprodotti dell'industria agro-alimentare, reflui dell'agro-zootecnia, frazione organica dei rifiuti solidi urbani da raccolta differenziata, fanghi di depurazione, nel biometano e nella gassificazione di biomasse legnose.

La Sicilia, come si è approfondito in questa tesi, possiede un notevole potenziale di risorse in campo agroenergetico e costituisce anche un terreno di sperimentazione per colture dedicate; molte sono le possibilità di impiego di sottoprodotti agricoli, dalla sansa di olivo, alle vinacce esauste, agli scarti di lavorazione agroindustriali, etc. La produzione di biogas dalla FORSU, per esempio, rappresenta per la Sicilia un'opportunità per trasformare il problema della frazione organica in una risorsa.

Secondo uno studio curato dalla società di ricerca e consulenza Althesys, commissionato da Confagricoltura ed EnergEtica Onlus con il contributo della Fondazione Cassa di Risparmio di Alessandria, il valore dei benefici relative alle agroenergie batte nettamente quello dei costi. In un primo scenario di sviluppo ordinario per il settore, che riprende gli obiettivi del Pan, il Piano d'azione nazionale per le energie rinnovabili, la potenza installata raggiungerà nel 2020 i 3.820 MW. In un secondo, accelerato ma credibile, i 4.860 MW. Nel primo caso il sistema italiano guadagnerebbe 13,9 miliardi di euro, nel secondo 19,9.

La crescita delle agroenergie genera posti di lavoro e indotto, con ricadute sul Pil. La valorizzazione dei sottoprodotti agricoli e zootecnici porta al contempo benefici economici e ambientali. Inoltre, il minor impiego di combustibili fossili porta non solo a una diminuzione delle emissioni, ma anche del *fuel risk* per il Paese.

Il decreto per il biometano è stato pubblicato in Gazzetta dopo circa due anni di attesa. L'interesse nel mondo delle energie rinnovabili, ma anche in quello dell'agricoltura, è comprensibilmente alto. Con questo decreto, che regola i nuovi incentivi per il “metano rinnovabile”, a differenza di quanto avviene oltralpe, non si riducono i costi di “upgrading” e immissione in rete del biometano, che restano a carico dei produttori, ma si prevede una “feed in tariff” a carico della tariffa del gas, con livelli di incentivo molto bassi.

La maggiore attenzione è sicuramente sul mercato dei biocaburanti attraverso il sistema dei certificati di immissione, al fine di sostituire con un biocarburante “made in Italy” quanto già

oggi i consumatori pagano per l'acquisto di biodiesel ed etanolo prodotti altrove. In questo modo il biometano non comporterà alcun costo aggiuntivo ai consumatori di quelli già previsti dalla SEN (Strategia Energetica Nazionale) per il raggiungimento del 10% di biocarburanti al 2020.

Ci sono tutti i margini, dunque, per far partire una filiera del biometano, stimando un potenziale di 1-2 miliardi di investimenti nei prossimi cinque anni. Saremo allora tra gli ultimi ad arrivare ad avere anche nella rete del gas una componente rinnovabile, ma è anche vero che il 77% dei veicoli a gas naturale che circolano in Europa sono italiani; e italiani sono il 5% dei veicoli che circolano nel mondo. Abbiamo insegnato al mondo ad andare a metano, possiamo farlo anche con il biometano.

I vantaggi che la filiera del biometano potrà dare al Paese saranno molteplici. Metano e biometano migliorano in modo sensibile la qualità dell'aria delle nostre strade e riducono le emissioni di gas serra in modo consistente. Caso unico tra le energie rinnovabili, con il biometano il consumatore da subito potrà risparmiare sino al 50% dei costi pagati alla pompa. La filiera industriale del biometano poi è molto estesa, dalle macchine agricole alla componentistica per l'industria del gas, ai veicoli a gas metano: sono settori in cui l'industria è già molto orientata all'esportazione. Il biometano potrà aumentare la gamma di prodotti che la nostra industria potrà esportare in mercati mondiali in rapida crescita. La sfida è questa: produrre più metano con tecnologie "made in Italy". Non solo risparmio per i consumatori, dunque, ma anche occasione per nuovi investimenti in ambito agricolo e industriale. Adesso viene il momento di agire e dimostrare che le energie rinnovabili non sono solo un costo, ma soprattutto una occasione di sviluppo economico e di creazione di "green job". Efficienza energetica, mobilità elettrica e biocarburanti sono soluzioni complementari ma indispensabili per una transizione dalla dipendenza del petrolio nei trasporti. Negare ai biocarburanti la possibilità di svilupparsi significa solo favorire lo status quo.

Inoltre, il recepimento della direttiva nitrati col Dlgs. n. 152/2006 e il DM. del 7 aprile 2006, nonché con i recenti Programmi d'azione regionali, di fatto rende non più procrastinabile un approccio all'uso degli effluenti di allevamento in agricoltura che sia virtuoso e rispettoso dell'ambiente, secondo una logica di riutilizzo di "potere fertilizzante" nei limiti consentiti dalla legge e/o di rimozione degli eccessi di "reflui/azoto" nel caso in cui le quantità prodotte eccedano le reali richieste agronomiche da parte delle colture. Il problema di recepimento della direttiva nitrati deve divenire uno spunto per concepire e promuovere un'agricoltura sostenibile, dove tale termine, al di là di facili enfasi mediatiche, va inteso nel suo vero significato: sviluppo che possa tenere assieme gli aspetti ambientali, economici e sociali.

E' chiaro ormai come la reale sostenibilità ambientale nella gestione dei reflui zootecnici passi obbligatoriamente attraverso la digestione anaerobica. La digestione anaerobica, infatti, si sta configurando sempre più, nelle realtà zootecniche in cui è stata adottata, come *driver* per ottimizzare la gestione sostenibile dei reflui.

Il processo anaerobico determina profonde modificazioni nelle caratteristiche chimico-fisiche dell'effluente, tali da aumentarne il valore agronomico e renderlo più facilmente valorizzabile con le tecnologie a disposizione. In particolare, la digestione anaerobica permette un abbattimento netto delle emissioni in atmosfera di gas climalteranti (CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub>, etc.); un forte incremento della frazione ammoniacale di azoto, a scapito della frazione organica, prodromo ad un utilizzo agronomico efficiente della risorsa azotata; un'elevata degradazione (70-80% come solidi volatili) e una stabilizzazione della sostanza organica; un abbattimento netto delle emissioni odorigene; una riduzione drastica della carica batterica patogena originariamente contenuta nel refluo.

Il "*biogas fatto bene*" in grado di riciclare i nutrienti in loco, prodotto utilizzando biomasse locali che non competono con le produzioni foraggere e alimentari, reflui zootecnici e sottoprodotti agricoli che oggi rappresentano un grosso e gravoso problema per gli agricoltori, è, non solo un'occasione di produzione di energia rinnovabile, ma una occasione irripetibile per migliorare la sostenibilità ambientale dell'agricoltura e della zootecnia, che sono responsabili per oltre il 20% delle emissioni di gas serra.

Bisogna puntare ad un'agricoltura che si renda indipendente dai combustibili e concimi di origine fossile e ripristini il ciclo della sostanza organica nei terreni anche ove non v'è più zootecnia; questo è possibile attraverso il processo di digestione anaerobica.

Un altro aspetto molto importante, su cui oggi si sta indirizzando la ricerca scientifica, è quello relativo alla valorizzazione del digestato come fertilizzante. Come rileva il Cordis, il servizio comunitario di informazione in materia di ricerca e sviluppo, è in corso di attuazione il progetto Wavalue ("*High added value eco-fertilisers from anaerobic digestion effluent wastes*"), finanziato dall'Ue, che utilizza il digestato per produrre fertilizzanti di valore. La soluzione è quella di miscelarlo con sostanze nutrienti minerali per ottenere una formula su misura e, successivamente, essiccare la miscela per ottenere piccoli granuli rotondi di dimensioni regolari, con sostanze nutrienti a lento rilascio che possano essere immesse nel mercato dei fertilizzanti speciali.

L'impianto pilota di WAAVALUE sarà il primo del suo genere in Europa, producendo fertilizzanti di alto valore dal digestato e rendendo gli impianti a biogas più redditizi. Inoltre, il sistema per la produzione di fertilizzanti dal digestato sarà facile da integrare negli impianti



ad agro-biogas nuovi o già esistenti. L'obiettivo è quello di fornire una nuova soluzione per la gestione del digestato che aumenterà la fattibilità di nuovi impianti a biogas, accrescendo allo stesso tempo il valore aggiunto del digestato prodotto negli impianti a biogas esistenti. Da un punto di vista ambientale e sociale, l'utilizzo del digestato come base di un prodotto di alto valore chiude il ciclo delle sostanze nutritive, riducendo le emissioni di gas serra, migliorando le prestazioni economiche degli impianti ad agro-biogas.

L'impianto pilota di Wavalue sarà il primo del suo genere in Europa e il consorzio mira a trattare circa 900 tonnellate di liquame all'anno. Dopo il progetto, due impianti a grandezza naturale tratteranno 57000 tonnellate all'anno. In tutto, si stima che il sistema risparmierà 11 tonnellate di emissioni di CO<sub>2</sub> all'anno durante il progetto.

Un utilizzo alternativo del digestato è quello della granulazione, che potrebbe permettere di ottenere un ragionevole ritorno sugli investimenti, basato sulle vendite del prodotto fertilizzante finale. Si tratta di un'attività relativamente nuova, che ha anche il potenziale di generare nuovi posti di lavoro presso gli impianti ad agro-biogas.

Il biogas italiano, quello fatto bene, dimostra che si può produrre energia migliorando la competitività e sostenibilità delle aziende agricole, permettendo loro nel contempo di produrre di più e meglio prodotti agricoli di qualità. E per farlo sempre meglio è necessario continuare ad avere uno stretto legame tra agricoltura e sostenibilità energetica.

In conclusione, le agroenergie costituiscono un'importante occasione di sviluppo economico e di politica ambientale per il nostro Paese. La crescita di questo comparto è un tassello importante delle politiche italiane per le energie rinnovabili e un'opportunità per il settore agricolo e industriale italiano e siciliano, in particolare.

## **Ringraziamenti**

Un doveroso ringraziamento al prof. Pierluigi Febo, mio tutor che mi ha sempre indirizzato con i suoi preziosissimi consigli in questi tre anni di Dottorato di Ricerca; ai dott.ri Antonio Comparetti e Santo Orlando con cui ho sviluppato molte delle attività di ricerca presenti in questa tesi; al prof. Kestutis Navickas e a tutti i colleghi dell'Institute of Energy and Biotechnology Engineering, dell'Aleksandras Stulginskis University, presso Akademija (Lithuania) che mi sono stati vicino durante gli otto mesi di "Erasmus Studies"; con loro ho sviluppato e condiviso numerosi lavori richiamati e sviluppati in questa tesi; al Dipl.Ing. Thomas Dudek, mio tutor durante il mio "Erasmus Placement" di quattro mesi presso l'impianto di biogas a Kolbermoor (Germania), mia guida e mio maestro, che mi ha fatto innamorare del mondo biogas e di quello che vi ruota attorno; alla società Agroenergia Naro S.R.L. nella persona del Dr. Stephan Zeising, per aver reso disponibile il progetto di Naro per le finalità della presente tesi; a tutta la mia famiglia che mi ha supportato e incoraggiato in questo mio percorso post-laurea; e infine, al mio angelo e futura moglie Loredana che mi ha appoggiato e confortato in tutte le scelte, anche quelle all'estero e a cui chiedo perdono per il tempo che le ho sottratto e per la lontananza che abbiamo patito.

## Bibliografia

**Aa.Vv.**, 2011. *AgriregionEuropa* n. 24.

**Abdi, N., Hamadache, F., Belhocine, D., Grib, H., Lounici, H., Piron, D.L., Mamari, N.**, 2000. *Enzymatic saccharification of solid residue of olive mill in a batch reactor*. *Biochem Eng J*, 6: 177-183.

**Adani, F., D'Imporzano, G.**, 2009. *Digestato: criteri di valutazione per il riutilizzo in agricoltura, una proposta*. Gruppo RICICLA del Di.Pro.Ve, Università di Milano.

**Adani, F., Schievano, A., D'Imporzano, G.**, 2008. *I Fattori che rendono ottimale la razione per il digestore*. Supplemento "EnergiaRinnovabile" a L'Informatore Agrario, 40:19-22.

**Adua, M.**, 2008. *Cresce l'ammendante cala il concime*. L'Informatore Agrario, 4, pp. 55-57.

**Agdag, O. N., Sponza, D.T.**, 2007. *Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors*. *J. Hazard. Mat.*, 140: 75-85.

**Agroenergia Naro S.R.L.**, 2013. *Progetto per la costruzione di un impianto di biogas avente potenza 0,999 MW nel Comune di Naro*.

**Ahn, J.H., Forster, C.F.**, 2002. *The effect of temperature variations on the performance of mesophilic and thermophilic anaerobic filters treating a simulated papermill wastewater*. *Process Biochemistry*, 37: 589-594.

**Ahrens, T., Weiland, P.**, 2007. *Biomethane for future mobility*. *Landbauforschung Völkenrode*, 57: 71-79.

**Al Seadi, T., Rutz, D., Prassl, H., Köttner, M., Finsterwalder, T., Volk, S., Janssen, R.**, 2008. *Biogas Handbook*. Published by University of Southern Denmark Esbjerg, Niels Bohrs Vej, DK-6700 Esbjerg, Denmark, pp. 9-10.

**Alizadeh, H., Teymouri, F., Gilbert, T.I., Dale, B.E.**, 2005. *Pretreatment of switchgrass by ammonia fiber explosion (AFEX)*. *Appl. Biochem. Biotechnol.* 1133-1141.

**Amon T., Amon B., Kryvoruchko V., Zollitsch W., Mayer K., Gruber L.**, 2007. *Biogas production from maize and dairy cattle manure. Influence of biomass composition on the methane yield*. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 118:173-182.

**Amon, T., Mayr, H., Eder, M., Hobbs, P., Rao Ravella, S., Roth, U., Niebaum, A., Doehler, H., Weiland, P., Abdoun, E., Moser, A., Lyson, M., Heiermann, M., Budde, J., Schattauer, A., Suarez, T., Moller, H., Ward, A., Hillen, F., Sulima, P., Oniszk-Polplawska, A., Krampe, P., Pastorek, Z., Kara, J., Mazancova, J., Von Dooren, H., Wim, C., Gioelli, F., Balsari, P.**, 2009. *EU-agro biogas project*. In: *Proceedings of XXXIII CIOSTA - CIGR V Conference: Technology and management to ensure sustainable*

agriculture, agro-systems, forestry and safety, Volume 2, Reggio Calabria, Italy, pp. 1081-1086.

**Ander, P., Eriksson, K-E.**, 1978. *Lignin degradation and utilization by microorganisms*. In: Bull M J (Ed.), editor. Progress in Industrial Microbiology. Amsterdam. Vol. 14, Elsevier, pp. 1-58.

**Angelidaki, I.**, 1992. *Anaerobic thermophilic process: the effect of lipids and ammonia*. Ph.D. Thesis, of Dept of Biotechnology, Technical Univ. of Denmark, Lyngby, DK.

**Angelidaki, I.**, 2004. *Environmental Biotechnology. AD - Biogas Production*. Environment and Resources DTU, Technical University of Denmark.

**Angelidaki, I., Ellegaard, L., Ahring, B.K.**, 1993. *A Mathematical Model for Dynamic Simulation of Anaerobic Digestion of Complex Substrates: Focusing on Ammonia Inhibition*. Biotechnology and Bioengineering, 42: 159-166.

**Angelidaki, I., Ahring, B.K.**, 1994. *Anaerobic Thermophilic Digestion Of Manure At Different Ammonia Loads Effect Of Temperature*. War. Res., 28(3): 727-731.

**Angelidaki, I., Ahring, B.K.**, 1997. *Codigestion of olive oil mill wastewaters with manure, household waste or sewage sludge*. Biodegradation, 8 (4): 221-226.

**APER (Associazione Produttori Energia Rinnovabile)**, 2009. *Lo studio sulla diffusione degli impianti a bioenergie in Italia*.

**Apul, O.G., Sanin, F.D.**, 2010. *Ultrasonic pretreatment and subsequent anaerobic digestion under different operational conditions*. Bioresource Technology 101, 8984-8992.

**Archer E., Baddeley A., Klein A., Schwager J., Whiting K.**, 2005. *MBT: A Guide for Decision Makers - Processes, Policies and Markets*. Juniper Consulting Ltd., Uley, Gloucestershire, UK.

**Atlas, R.M., Bartha, R.**, 1987. *Microbial ecology fundamentals and applications*. 2<sup>nd</sup> Edition. The Benjamin/Cummings publishing company, California.

**Baeten, D., Verstraete, W.**, 1988. *Manure and municipal solid waste fermentation in Flanders – an appraisal*. Biological Wastes 26 (4), 297-314.

**Ballesteros, I., Ballesteros, M., Manzanares, P., Negro, M.J., Oliva, J.M., Saez, F.**, 2008. *Dilute sulfuric acid pretreatment of cardoon for ethanol production*. Biochem Eng J., 42: 84-91.

**Balsari, P.**, 2009. *Il biogas, un modo per sfruttare gli scarti, produrre energia e gestire il territorio*. Workshop “L’agricoltura è energia a tutto campo”, Torino Esposizioni, Sala Montreal, 8 ottobre.

- Balsari, P., Menardo, S., Gioelli, F., 2011.** *Tecniche di valorizzazione del contenuto energetico delle biomasse.* In “Biomasse ed energia. Produzione, gestione e processi di trasformazione” (a cura di Silvana Castelli), Maggioli Editore, pp.133-157.
- Balsari, P., Menardo S., Gioelli, F., Dinuccio, E., 2009.** *European project EU-agro biogas: Aims, objectives and first results obtained.* In: Proceedings of the IX National Congress of the Italian Association of Agricultural Engineering - Research and innovation in engineering of agro-territorial bio systems, Ischia Porto (Naples), 12-16 September 2009.
- Banks C.J., Chesshire M., Heaven S., Arnold R., 2011.** *Anaerobic digestion of source-segregated domestic food waste: Performance assessment by mass and energy balance.* Bioresource Technol 102:612-20.
- Bardiya, N., Gaur, A.C., 1997.** *Effects of carbon and nitrogen ratio on rice straw biomethanation.* J. Rural Energy, 4(1-4): 1-16.
- Barlaz, M.A., Ham, R.K., Schaefer, D.M., 1990.** *Methane production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics.* CRC Critical Reviews in Environmental Control, 19: 557-584.
- Barone, F., Garuti, G., 2011.** *La digestione anaerobica della frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU).* In “Biomasse ed energia. Produzione, gestione e processi di trasformazione” (a cura di Silvana Castelli), Maggioli Editore, pp. 283-315.
- Batstone, D.J., Keller, J. J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S.V., Pavlostthis, S.G., Rozzi, A., Sanders, W.T.M., Siegrist, H., Vavilin, V.A., 2002.** *Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1).* IWA Publishing, London, UK.
- Behera, S. K., Park, J. M., Kim, K. H., Park, H., 2010.** *Methane production from food waste leachate in laboratory- scale simulated landfill.* Waste Management, 30: 1502-1508.
- Bezerra, R.A.Jr, Rodrigues, J.A.D., Ratusznei, S.M., Zaiat, M., Foresti, E., 2007.** *Whey Treatment by AnSBBR with Circulation: Effects of Organic Loading, Shock Loads, and Alkalinity Supplementation.* Appl Biochem Biotechnol, 143, pp. 257-275.
- Bjerre, A. B., Olesen, A. B., Fernqvist, T., 1996.** *Pretreatment of wheat straw using combined wet oxidation and alkaline hydrolysis resulting in convertible cellulose and hemicellulose.* Biotechnol Bioeng, 49: 568-577.
- Björnsson, L., 2000.** *Intensification of the biogas process by improved process monitoring and biomass retention.* Ph.D Thesis, Department of Biotechnology, Lund University, Sweden.
- Bobleter, O., 1994.** *Hydrothermal degradation of polymers derived from plants.* Prog. Polym. Sci. 19, 797-841.
- Boyle, W.C., 1977.** *Energy recovery from sanitary landfills: a review.* In Microbial Energy Conversion, Schlegel H.G. and Barnea J. Eds.

- Bolzonella D., Battistoni P., Mata-Alvarez J., Cecchi F., 2003a.** *Anaerobic digestion of organic solid wastes: process behaviour in transient conditions.* Water Sci Technol 48(4):1-8.
- Bolzonella D., Innocenti L., Pavan P., Traverso P., Cecchi F., 2003b.** *Semi-dry thermophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: focusing on the start-up phase.* Bioresource Technol 86(2):123-9.
- Bolzonella D., Pavan P., Fatone F., Cecchi F., 2005.** *Anaerobic fermentation of organic municipal solid wastes for the production of soluble organic compounds.* Ind Eng Chem Res 44(10):3412-8.
- Bolzonella D., Pavan P., Mace S., Cecchi F., 2006.** *Dry anaerobic digestion of differently sorted organic municipal solid waste: a full-scale experience.* Water Sci Technol 53(8):23-32.
- Bouallagui, H., Cheikh, R. B., Marouani, L., Hamdi, M., 2003.** *Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in tubular digester.* Bioresource Technology, 86: 85-89.
- Bouallagui, H., Lahdheb, H., Romdan, E., Rachdi, B., Hamdi, M., 2009a.** *Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition.* Journal of Environmental Management, 90: 1844-1849.
- Bouallagui, H., Rachdi, B., Gannoun, H., Hamdi, M., 2009b.** *Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of abattoir wastewater and fruit and vegetable waste in anaerobic sequencing batch reactors.* Biodegradation, 20: 401-409.
- Braber, K., 1995.** *Anaerobic digestion of municipal solid waste: A modern waste disposal option on the verge of breakthrough.* Biomass and Bioenergy 9 (1-59, 365-376).
- Brans, G., Schroen, C.G.P.H., Van der Sman, R.G.M., Boom, R.M., 2004.** *Membrane fractionation of milk: state of the art and challenges.* Journal of Membrane Science, 243, pp. 263-272.
- Brink, D.L., 1994.** *Method of treating biomass material.* U.S. Patent 5, 336, 558.
- Brinkman, J., 1999.** *Anaerobic digestion of mixed slurries from kitchens, slaughterhouses and meat processing industries.* In: J. Mata Alvarez., A. Tilche and F. Cecchi (Editors), Proceedings of the Second International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste, Barcelona, 15-18 June, pp. 190-195.
- Callaghan, F. J., Waste, D. A. J., Thayanyity, K., Forster, C.F., 2002.** *Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure.* Biomass and Bioenergy, 22: 71-77.
- Carrillo, F., Lis, M.J., Colom, X., López-Mesasa, M., Valldeperas, J., 2005.** *Effect of alkali pretreatment on cellulase hydrolysis of wheat straw: Kinetic study.* Process Biochem, 40: 3360-3364.

**Carrosio, G.**, 2013. *Energy production from biogas in the Italian countryside: Policies and organizational models*. Energy Policy 63, 3–9.

**Castelli, S.**, 2011. *Ruolo delle biomasse e filiere energetiche*. In “Biomasse ed energia. Produzione, gestione e processi di trasformazione” (a cura di Silvana Castelli), Maggioli Editore, pp.21-32.

**Castelli, S., Negri, M.**, 2011. *La digestione anaerobica: processo e parametri di controllo*. In “Biomasse ed energia. Produzione, gestione e processi di trasformazione” (a cura di Silvana Castelli), Maggioli Editore, pp. 163-181.

**Cecchi, F., Vallini, G., Pavan, P., Bassetti, A., Mata- Alvarez, J.**, 1993. *Management of macroalgae from the Venice lagoon through anaerobic co-digestion and co-composting with municipal solid waste (MSW)*. Water Science and Technology, 27 (2): 159-168.

**Chandler, A.J., Jewell, W.J., Gossett, J.M., Van Soest, P.J., Robertson, J.B.**, 1980. *Predicting methane fermentation biodegradability*. Proceedings of Biotechnology and Bioengineering Symposium n. 10, pp. 93-107.

**Chandra, R.P., Bura, R., Mabey, W.E.**, 2007. *Substrate pretreatment: the key to effective enzymatic hydrolysis of lignocellulosics?* Adv Biochem Engin/Biotechnol, 2007; 108:67-93.

**Chang, V., Holtzapple, M.**, 2000. *Fundamental factors affecting biomass enzymatic reactivity*. Appl Biochem Biotechnol, 84/86: 5-37.

**Chang, V.S., Nagwani, M., Kim, C.H., Kim, C., Holtzapple, M.T.**, 2001. *Oxidative lime pretreatment of high-lignin biomass – poplar wood and newspaper*. Appl Biochem Biotechnol, 94: 1-28.

**Charles, W., Walker, L., Cord-Ruwisch, R.**, 2009. *Effect of pre-aeration and inoculums on the start-up of batch thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste*. Bioresource Technology, 100: 2329-2335.

**Clark, P.B., Hillman, P.F.**, 1995. *Enhancement of anaerobic digestion using duckweed (Lemma minor) enriched with iron*. Water Environ. Manage. J., 10(2):92-95.

**Colonna, N., Alfano, V., Gaeta, M.**, 2009. *La stima del potenziale da biogas da biomasse di scarto del settore zootecnico in Italia*. ENEA, Report RSE/2009/201.

**Commission of the European Communities**, 2002. *Regulation No. 1774 of the European Parliament and of the Council: Laying Down the Health Rules Concerning Animal By-Products Not Intended for Human Consumption*. Brussels, October 2002.

**Comparetti, A., Greco, C., Navickas, K., Venslauskas, K.**, 2012. *Evaluation of potential biogas production in Sicily*. Proceedings of 11<sup>th</sup> International Scientific Conference “Engineering for Rural Development”, Jelgava, Latvia, 24-25 May 2012, 555-559. ISSN 1691-5976.

**Comparetti, A., Febo, P., Greco, C., Orlando, S., 2013a.** *Current state and future of biogas and digestate production.* Bulgarian Journal of Agricultural Science, 19 (No 1) 2013, 1-14. Agricultural Academy.

**Comparetti, A., Febo, P., Greco, C., Orlando, S., Navickas, K., Venslauskas, K., 2013b.** *Sicilian potential biogas production.* Atti della X Conferenza Nazionale dell'Associazione Italiana di Ingegneria Agraria (AIIA), "Horizons in agricultural, forestry and biosystems engineering", Ateneo della Tuscia (Viterbo), 8-12 settembre 2013.

**Comparetti, A., Febo, P., Greco, C., Orlando, S., Navickas, K., Nekrosius, A., Venslauskas, K., 2013c.** *Biogas yield from Sicilian kitchen waste and cheese whey.* Atti della X Conferenza Nazionale dell'Associazione Italiana di Ingegneria Agraria (AIIA), "Horizons in agricultural, forestry and biosystems engineering", Ateneo della Tuscia (Viterbo), 8-12 settembre 2013.

**C.R.P.A., 2008.** *Energia dal biogas.* Manuale pratico (II Ed.), edito AIEL., p.104.

**CTI (Italian Thermal Engineering Committee), 2007.** *Energy and Environment.* In the project: "Valutazione delle potenzialità di diffusione di impianti di biogas aziendali e/o consortili alimentati a biomassa, residui agroalimentari e frazione organica dei rifiuti solidi urbani" [Evaluation of the potential dissemination of farm and / or consortium biogas plants fed by biomass, food wastes and the organic fraction of municipal solid waste] - INTERREG IIIA Italy - Switzerland coordinated by Fojanini Foundation for Advanced Studies in Sondrio and implemented with the support of Lombardy Region DG Agriculture.

**Cuetos, M. J., Gomez, X., Otero, M., Moran, A., 2008.** *Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW).* Biochemical Engineering Journal, 40: 99-106.

**D'Imporzano, G., Schievano, A., Tambone, F., Adani, F., Maggiore, T., Negri, M., 2010.** *Valutazione tecnico-economica delle colture energetiche.* Supplemento "Energia Rinnovabile" a L'Informatore Agrario, 32:17-19.

**De Baere, L., 1999.** *Anaerobic digestion of solid waste: state-of-art.* In II Int. Symp. Anaerobic Dig. Solid Waste, Barcelona, June 15-17, 1999 (eds. J. Mata-Alvarez, A. Tilche et F. Cecchi), vol. 1, pp. 290-299, Int. Assoc. Wat. Qual.

**De Baere, L.A., Devocht, M., Van Assche, P., Verstraete, W., 1984.** *Influence of high NaCl and NH<sub>4</sub>Cl salt levels on methanogenic associations.* Water Res., 18(5): 543-548.

**Dela-Rubia, M. A., Perez, M., Romero, L. I., Sales, D., 2002.** *Anaerobic mesophilic and thermophilic municipal sludge digestion.* Chemical and Biochemical Engineering, 16: 119-124.

**Delgenès, J.P., Penaud, V., Moletta, R., 2002.** *Pretreatments for the enhancement of anaerobic digestion of solid wastes.* In: Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes, Chapter 8, IWA Publishing, 201-228.



**Demirel, B., Yenigun, O., Onay, T.T., 2005.** *Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review.* Process Biochemistry 40, pp. 2583-2595.

**Desai, M., Madamwar, D., 1994.** *Anaerobic digestion of a mixture of cheese whey, poultry waste and cattle dung: a study of the use of adsorbents to improve digester performance.* Environ. Pollut., 86(3): 337-340.

**Deublein, D., Steinhauser, A., 2008.** *Biogas from Waste and Renewable Resources. An Introduction.* WILEYVCH Verlag GmbH and Co. KGaA, Weinheim.

**Dinuccio, E., Balsari, P., Gioelli, F., Menardo, S., 2010.** *Evaluation of the biogas productivity potential of some Italian agro-industrial biomasses.* Bioresource Technology, 101: 3780-3783.

**Döhler, H., Niebaum, A., Roth, U., Amon, T., Balsari, P., Friedl, G., 2009.** *Greenhouse gas emissions and mitigation costs in two European biogas plants.* In: Proceedings of the XXIII CIGR CIOSTA Conference, Volume 1, Reggio Calabria, Italy, pp. 1115-1120.

**Dunlap, C.E., Chang, L.C., 1980.** *Cellulose degradation-a common link.* In: Shuler M L (Ed.), editor: Utilization and Recycle of Agricultural Wastes and Residues. Boca Raton, FL: CRC press, 1980; pp. 19-65.

**Edelmann, W., Brotschi, H., Joss, A., 1998.** *Kompostier- und Gäranlage "Allmig" – Betriebsergebnisse und Energiebilanz.* Schlussbericht, BFE, CH-3003 Bern.

**El-Mashad, H.M., Zeeman, G., Van Loon, W.K.P., Bot, G.P.A., Lettinga, G., 2003.** *Anaerobic digestion of solid animal waste in an accumulation system at mesophilic and thermophilic conditions, start up.* Water Science and Technology, 48(4): 217-220.

**Ergünder, T.H., Tezel, U., Güven, E., Demirer, G.N., 2001.** *Anaerobic biotransformation and methane generation in batch and UASB reactors.* Waste Management 21, pp. 643-650.

**EurObserv'ER, 2009.** *Etat des énergies renouvelables en Europe.* 9e bilan EurObserv'ER Edition 2009, p.171.

**EurObserv'ER, 2011.** *The State of Renewable Energies in Europe.* 11th Report.

**European Union, 1999.** *Council Directive 99/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste.* In: Official Journal of the European Communities, 182, 16/07/1999, pp 1-19.

**European Union, 2002.** *Regulation (EC) 1774/2002 of the European Parliament and of the Council, 03/10/2002, laying down health rules concerning animal by-products not intended for human consumption.*

**Fabbri, C., Labartino, N., 2011a.** *Biogas: I parametri progettuali e gestionali.* Corso sul biogas organizzato dal C.R.P.A. nell'ambito delle attività divulgative del progetto SEBE, 23 marzo, Medicina (BO).

**Fabbri, C., Soldano, M., Piccinini, S. (C.R.P.A. Animal Production Research Center),** 2011b. *Il biogas accelera la corsa verso gli obiettivi 2020. [The biogas accelerates the race towards 2020 targets]*. Supplemento a “L’Informatore Agrario” [Supplement to “The Agricultural Informer”], 26: 15-19.

**Fabbri, C., Labartino, N., Manfredi, S., Piccinini, S.,** 2013. *Biogas, il settore è strutturato e continua a crescere*. L’informatore Agrario 11, 11–16.

**Farneti, A., Cozzolino, C., Bolzonella, D., Innocenti, L., Cecchi, C.,** 1999. *Semi-dry anaerobic digestion of OFMSW: the new full-scale plant of Verona (Italy)*. In II Int. Symp. Anaerobic Dig. Solid Waste, Barcelona, June 15-17, 1999 (eds. J. Mata-Alvarez, A. Tilche et F. Cecchi), vol. 2, pp.330-333, Int. Assoc. Wat. Qual.

**Fernandez, J., Perez, M., Romero, L.I.,** 2008. *Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW)*. Bioresource Technology, 99: 6075-6080.

**Fezzani, B., Cheikh, R.B.,** 2010. *Two-phase anaerobic co-digestion of olive mill wastes in semi-continuous digesters at mesophilic temperature*. Bioresource Technology, 101: 1628-1634.

**Ficara, E., Malpei, F., Sambusiti, C.,** 2011. *Valorizzazione del siero di caseificazione attraverso la digestione anaerobica*. In “Biogas da agrozootecnica e agroindustria” ( a cura di Vismara, R., Canziani, R., Malpei, F., Piccinini, S.), Dario Flaccovio Editore, pp. 145-162.

**Foster, B.L., Dale, B.E., Doran-Peterson, J.B.,** 2001. *Enzymatic Hydrolysis of ammonia-treated sugar beet pulp*. Appl Biochem Biotechnol, 91/93: 269-282.

**Forster-Carneiro, T., Pérez, M., Romero, L. I., Sales, D.,** 2007. *Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: focusing on the inoculum sources*. Bioresource Technology, 98: 3195-3203.

**Fox, M.H., Noike, T., Ohki, T.,** 2003. *Alkaline subcritical-water treatment and alkaline heat treatment for the increase in biodegradability of newsprint waste*. Water Science Technology 48(4) 77-84.

**Frear, C.,** 2009. *Anaerobic digestion strategies for dairy manures*. Ph.D. Thesis, Washington State University.

**Fricke, K., Santen, H., Wallmann, R., Huttner, A., Dichtl, N.,** 2007. *Operating problems in anaerobic digestion plants resulting from nitrogen in MSW*. Waste Management, 27: 30-43.

**Fruteau De Laclos, H., Desbois, S., Saint-Joly, C.,** 1997. *Anaerobic digestion of municipal solid waste: Valorga full-scale plant in Tilburg, The Netherlands*. In Proc. 8<sup>th</sup> Int. Conf. On Anaerobic Dig., Sendai, May 25-29, 1997, vol. 2, pp. 232-238, Int. Assoc. Wat. Qual.

**Gaddy, J.L.,** 1994. *Improving performance of anaerobic solids digester*. US Patent 5342524.

**Garcia, J.L., Schalk P.**, 1999. *Biopercolat-procedure*. In II Int. Symp. Anaerobic Dig. Solid Waste, Barcelona, June 15-17, 1999 (eds. J. Mata-Alvarez, A. Tilche et F. Cecchi), vol. 2, pp. 298-301, Int. Assoc. Wat. Qual.

**Garrote, G., Dominguez, H., Parajo, J.C.**, 1999. *Hydrothermal processing of lignocellulosic materials*. Holz Roh Werkst. 57 1919-202.

**Gelegenis, J., Georgakakis, D., Angelidaki, I., Mavris, V.**, 2007. *Optimization of biogas production by codigesting whey with diluted poultry manure*. Renewable Energy, 32: 2147-2160.

**Ghaly A.E.**, 1996. *A comparative study of anaerobic digestion of acid cheese whey and dairy manure in a two-stage reactor*. Bioresource Technology, 58:61-72.

**Ghaly A.E., Pyke J.B.**, 1991. *Amelioration of methane yield in cheese whey fermentation by controlling the pH of the methanogenic stage*. Applied Biochemical and Biotechnology, 27:217-37.

**Gemmeke, B., Rieger, C., Weiland, P.**, 2009. *Biogas-Messprogramm II, 61 Biogasanlagen im Vergleich*. FNR, Gülzow.

**Gerli A., Merzagora W.**, 2000. *L'evoluzione della situazione italiana nel campo della valorizzazione energetica della frazione organica dei rifiuti solidi urbani*. Relazione presentata al Convegno: "Produzione ed utilizzo di biogas, recupero di energia e razionalizzazione del ciclo di trattamento dei rifiuti", organizzato da ITABIA nell'ambito della fiera Sep-Pollution 2000, Padova 31 marzo 2000.

**Ghaly, A. E.**, 1996. *A comparative study of anaerobic digestion of acid cheese whey and dairy manure in a two-stage reactor*. Bioresource Technology, 58: 61-72.

**Ghaly, A.E., Pyke, J.B.**, 1991. *Amelioration of methane yield in cheese whey fermentation by controlling the pH of the methanogenic stage*. Applied Biochemistry and Biotechnology, 27: 217-237.

**Ghaniyari-Benis, S., Borja, R., Ali Monemian, S., Goodarzi, V.**, 2009. *Anaerobic treatment of synthetic medium-strength wastewater using a multistage biofilm reactor*. Bioresource Technology, 100: 1740-1745.

**Goehring, H.K., Van Soest, P.J.**, 1970. *Forage fiber analysis (apparatus, reagents, procedures, and some applications)*. In: Agricultural Handbook No. 379, Agricultural Research Service, (ed. U.S.D.A.), U.S. Government printing Service, Washington D.C.

**Gogate, P.R.**, 2002. *Cavitation: an auxiliary technique in wastewater treatment schemes*. Adv. Environ. Res. 6(3), 335-358.

**Gonzalèz Siso, M.I.**, 1996. *The biotechnological utilization of cheese whey: a review*. Bioresource Technology 57, pp. 1-11.

- Gossett, J.M., Stuckey, D.C., Owen, W.F., Mccarty, P.L., 1982.** *Heat treatment and anaerobic digestion of refuse*. J. Environ. Eng. Div. 108 437-454.
- Gould, J.M., 1984.** *Alkaline peroxide delignification of agricultural residues to enhance enzymatic saccharification*. Biotechnol. Bioeng. 26 46-52.
- Gourdon, R., Vermande, P., 1987.** *Effects of propionic acid concentration on anaerobic digestion of pig manure*. Biomass, 13: 1-12.
- Grady, C.P.L., Daigger, G.T., Lim, H.C., 1999.** *Biological Wastewater Treatment*. 2<sup>nd</sup> Edition. Marcel Dekker Inc., New York.
- Grous, W.R., Converse, A.O., Grethlein, H.E., 2003.** *Effect of steam explosion pretreatment on pore size and enzymatic hydrolysis of poplar*. Enzyme Microbiol. Technol. 8 274-280.
- Guermoud, N., Ouagjnia, F., Avdelmalek, F., Taleb, F., Addou, A., 2009.** *Municipal solid waste in Mostagnem city (Western Algeria)*. Waste Management, 29: 896-902.
- Hamzawi, N., Kennedy, K.J., McLean, D.D., 1999.** *Review of applications of high-solids anaerobic digestion to solid waste management*. Journal of solid waste technology and management 26 (3), 119-132.
- Hansen, K.H., Angelidaki, I., Ahring, B.K., 1998.** *Anaerobic digestion of swine manure: Inhibition by ammonia*. Wat. Res., 32(1): 5-12.
- Hartmann, J. K., 2006.** *Life-cycle-assessment of Industrial Scale Biogas Plants*. Georg-August-Universität, Göttingen, Germany.
- Hartmann, H., Angelidaki, I., Ahring, B.K., 2002.** *Co-digestion of the organic fraction of municipal waste with other waste types*. In: Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes (ed. Mata-Alvarez, J.), pp. 181-200. IWA Publishing.
- Hernandez-Berriel, M. C., Benavides, L. M., Perez, D. J. G., Delgado, O.B., 2008.** *The effect of moisture regimes on the anaerobic degradation of municipal solid waste from Metepec (Mexico)*. Waste Management, 28: 14-20.
- Herrera, A., Tellez-Luis, S.J., Ramirez, J.A., Vazquez, M., 2003.** *Production of xylose from sorghum straw using hydrochloric acid*. J Cereal Sci, 37: 267-274.
- Holm-Nielsen, J. B., Al Seadi, T., 2004.** *Manure-based biogas systems - Danish Experience in Resource Recovery and Reuse in Organic Solid Waste Management*. IWA Publishing, pp. 377-394. ISBN 1 84339 054X (Chapter 17).
- Holm-Nielsen, J. B., Al Seadi, T., Oleskowicz-Popiel, P., 2009.** *The future of anaerobic digestion and biogas utilization*. Bioresource Technology, 100: 5478-5484.

- Hsu, T-A.**, 1996. *Pretreatment of biomass*. In Wyman C E (Ed.), editor. Handbook on Bioethanol, production and Utilization. Washington, DC: Taylor and Francis, 1996; pp. 179-212.
- Huber, H., Thomm, M., Konig, H., Thies, G., Stetter, K.O.**, 1982. *Methanococcus thermolithotrophicus, a novel thermophilic lithotrophic methanogen*. Archives of Microbiology, 132: 47-50.
- Husain, A.**, 1998. *Mathematical models of the kinetics of anaerobic digestion – a selected review*. Biomass and Bioenergy, 14(5). 561-571.
- IEA**, 2010. *Report World Energy Outlook*.
- Ike, M., Inoue, D., Miyano, T., Liu, T. T., Sei, K., Soda, S., Kadoshin, S.**, 2010. *Microbial population dynamics during startup of a full-scale anaerobic digester treating industrial food waste in Kyoto eco-energy project*. Bioresource Technology, 101: 3952-3957.
- Imai, M., Ikari, K., Suzuki, I.**, 2004. *High-performance hydrolysis of cellulose using mixed cellulase species and ultrasonication pretreatment*. Biochem Eng J, 17: 79-83.
- ISPRA**, 2009. *Rapporto rifiuti urbani*.
- ITABIA (Italian Biomass Association)**, 2003. *Le biomasse per l'energia e l'ambiente [Biomasses for energy and environment]*. Report.
- ITABIA (Italian Biomass Association)**, 2008. *I traguardi della bioenergia in Italia*. Rapporto 2008.
- Jeong, E., Kim, H., Nam, J., Shin, H.**, 2010. *Enhancement of bioenergy production and effluent quality by integrating optimized acidification with submerged anaerobic membrane bioreactor*. Bioresource Technology, 101: 1873-2976.
- Jordening, H-J., Winter, J.**, 2005. *Environmental Biotechnology Concepts and Applications*. Wiley-VCH Verlag GmbH and Co. KGaA, Weinheim, Germany.
- Jingura, R. M., Matengaifa, R.**, 2009. *Optimization of biogas production by anaerobic digestion for sustainable energy development in Zimbabwe*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 13: 1116-1120.
- Kaar, W.E., Holtzapple, M.T.**, 2000. *Using lime pretreatment to facilitate the enzymatic hydrolysis of corn stover*. Biomass Bioenergy, 18: 189-199.
- Kacprzak, A., Krzystek, L., Ledakowicz, S.**, 2010. *Codigestion of agricultural and industrial wastes*. Chemical Papers, 64 (2): 127-131.
- Kalyhuzhnyi, S.V., Perez Martinez, E., Rodriguez Martinez, J.**, 1997. *Anaerobic treatment of high-strength cheese whey wastewater in laboratory and pilot UASB-reactors*. Bioresource Technology 60, pp. 59-65.

- Kaparaju, P. L. N., Rintala, J.A.**, 2003. *Effects of temperature on post-methanation of digested dairy cow manure in a farm-scale biogas production system*. Environmental Technology, 24: 1315-1321.
- Kapdi, S. S., Vijay, V. K., Rajesh, S. K., Prasad, R.**, 2005. *Biogas scrubbing, compression and storage*. Renewable Energy, 30:1195-1202.
- Karagiannidis, A., Perkoulidis, G.**, 2009. *A multi-criteria ranking of different technologies for the anaerobic digestion for energy recovery of the organic fraction of municipal solid wastes*. Bioresource Technology, 100: 2355-2360.
- Kaya, F., Heitmann, J.A., Joyce, T.W.**, 1998. *Effect of dissolved lignin and related compounds on the enzymatic hydrolysis of cellulose model compound*. Cell. Chem. Technol. 23 203-213.
- Kayhanian, M.**, 1995. *Biodegradability of the organic fraction of municipal solid waste in a high solids anaerobic digester*. Waste Management and Research 13 (29), 123-136.
- Kayhanian, M., Hardy S.**, 1994. *The impact of 4 design parameters on the performance of a high-solids anaerobic digestion process of municipal solid waste for fuel gas production*. Environmental Technology 15 (6), 557-567.
- Kayhanian, M., Rich, D.**, 1995. *Pilot scale high solids thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste with an emphasis on nutrient requirements*. Biomass and Bioenergy, 8(6): 433-444.
- Kayhanian, M., Tchobanoglous, G.**, 1992. *Computation of C/N ratios for various organic fractions*. Biocycle 33 (5), 58-60.
- Khalid, A., Arshad, M., Anjum, M., Mahmood, T., Dawson, L.**, 2011. *The anaerobic digestion of solid organic waste*. Waste Management, 31: 1737-1744.
- Kim, M., Ahn, Y-H., Speece, R.E.**, 2002. *Comparative process stability and efficiency of anaerobic digestion; mesophilic vs. thermophilic*. Water Research, 36: 4369-4385.
- Kim, S., Holtzapple, M.T.**, 2005. *Lime pretreatment and enzymatic hydrolysis of corn stover*. Bioresour Technol, 96: 1994-2006.
- Kim, T.H., Kim, J.S., Sunwoo, C., Lee, Y.Y.**, 2003. *Pretreatment of corn stover by aqueous ammonia*. Bioresour Technol, 90: 39-47.
- Kim, J., Park, C., Kim, T. H., Lee, M., Kim, S., Kim, S. W., Lee, J.**, 2003. *Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge*. Journal of Bioscience and Bioengineering, 95: 271-275.
- Kitchaiya, P., Intanakum, P., Krairiksh, M.J.**, 2003. *Enhancement of enzymatic hydrolysis of lignocellulosic wastes by microwave pretreatment under atmospheric-pressure*. J Wood Chem Technol. 23: 217-225.

**Klimiuk, E., Pokòj T., Budzyński W., Dubis B., 2010.** *Theoretical and observed biogas production from plant biomass and different fibre contents.* Bioresource Technology, 101:9527-9535.

**Krzystek L., Ledakowicz S., Kahle H.J., Kaczorek K., 2001.** *Degradation of household biowaste in reactors.* J Biotechnol, 92:103-12.

**Kübler, H., Wild, M., 1992.** *The BTA-process high rate biomethanisation of biogenous solid wastes.* In Proc. Int. Symp. On Anaerobic Digestion of Solid Waste, Venice, 14-17 April, 1992, (eds. F. Cecchi, J. Mata-Alvarez et F.G. Pohland), pp. 535-538, Int. Assoc. On Wat. Poll. Res. And Control.

**Kübler, H., Hoppenheidt, K., Hirsch, P., Kottmair, A., Nimmrichter, R., Nordsieck, H., Mücke, W., Sweren, M., 2000.** *Full scale co-digestion of organic waste.* Water Science and Technology, 41(3): 195-202.

**Kuhar, S., Nair, L.M., Kuhad, R.C., 2008.** *Pretreatment of lignocellulosic material with fungi capable of higher lignin degradation and lower carbohydrate degradation improves substrate acid hydrolysis and the eventual conversion to ethanol.* Can J Microbiol, 54: 305-313.

**Kuo, W., Cheng, K., 2007.** *Use of respirometer in evaluation of process and toxicity of thermophilic anaerobic digestion for treating kitchen waste.* Bioresource Technology, 98: 1805-1811.

**Kurakake, M., Ide, N., Komaki, T., 2007.** *Biological pretreatment with two bacterial strains for enzymatic hydrolysis of office paper.* Curr Microbiol, 54: 424-428.

**KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) [Association for Technology and Structures in Agriculture], 2013.**

**Lastella, G., Testa, C., Cornacchia, G., Notornicola, M., Voltasio, F., Sharma, V.K., 2002.** *Anaerobic digestion of semi-solid organic waste: biogas production and its purification.* Energy Conversion and Management, 43: 63-75.

**Lata, K., Rajeshwari, K. V., Pant, D. C., Kishore, V.V.N., 2002.** *Volatile fatty acid production during anaerobic mesophilic digestion of tea and vegetable market wastes.* World Journal of Microbiology and Biotechnology, 18: 589-592.

**Lawther, J.M., Sun, R., Banks, W.B., 1996.** *Effect of steam treatment on the chemical composition of wheat straw.* Holzforschung 50 365-371.

**Lee, J.W., Gwak, K.S., Park, M.J., Choi, D.H., 2007.** *Biological pretreatment of softwood Pinus densiflora by three white rot fungi.* J Microbiol, 45: 485-491.

**Lee, D. H., Behera, S. K., Kim, J., Park, H.S., 2009a.** *Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: a lab scale study.* Waste Management, 29: 876-882.

- Lee, J., Song, J., Hwang, S.,** 2009b. *Effects of acid pre-treatment on bio hydrogen production and microbial communities during dark fermentation*. Bioresource Technology, 100: 1491-1493.
- Lehne, G., Müller, A., Schwedes, J.,** 2001. *Mechanical disintegration of sewage sludge*. Water Sci. Technol. 43 (1), 19-26.
- Lesteur, M., Bellon-Maurel, V., Gonzalez, C., Latrille, E., Roger, J. M., Junqua, G., Steyer, J.P.,** 2010. *Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: a review*. Process Biochemistry, 45: 431-440.
- Lewis, N.S., Nocera, D.G.,** 2006. *Powering the planet: chemical challenges in solar energy utilization*. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 103: 15729-35.
- Lo, K. V., Liao, P.H.,** 1986. *Digestion of cheese whey with anaerobic rotating biological contact reactor*. Biomass, 10: 243-252.
- Lopes, W. S., Leite, V. D., Prasad, S.,** 2004. *Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for treating municipal solid waste*. Bioresource Technology, 94: 261-266.
- Ma, H., Liu, W.W., Chen, X., Wu, Y.J., Yu, Z.L.,** 2009. *Enhanced enzymatic saccharification of rice straw by microwave pretreatment*. Bioresour Technol, 100: 1279-1284.
- Mace S., Bolzonella D., Cecchi F., Mata-Alvarez J.,** 2003. *Comparison of the biodegradability of the grey fraction of municipal solid waste of Barcelona in mesophilic and thermophilic conditions*. Water Sci Technol 48(4):21-28.
- Madigan, M.T., Martinko, J.M., Parker J.,** 2000. *Brock Mikrobiologie*. Spektrum Akademischer-Verlag, GmbH Heidelberg, Berlin.
- Malpei, F., Mezzanotte, V.,** 1998. *Impiego delle membrane nelle industrie lattiero-casearie*. Inquinamento, XL, 6, pp. 26-35.
- Mantovi, P., Bonazzi, G.,** 2011. *La Direttiva Nitrati: l'incidenza sulla gestione agronomica del digestato*. In "Biogas da agrozootecnia e agroindustria" ( a cura di Vismara, R., Canziani, R., Malpei, F., Piccinini, S.), Dario Flaccovio Editore, pp. 25-40.
- Mantovi, P., Fabbri, C., Soldano, M., Piccinini, S.,** 2009. *La separazione del digestato aumenta il potere fertilizzante*. L'Informatore Agrario, 43, pp. 55-58.
- Marino, R.,** 2008. *Progetti per l'innovazione agricola nel Lazio Biocarburanti e Biocombustibili: minaccia o risorsa energetica nazionale?* A cura di E. Amato, 2-12.
- Martorana, M.,** 2011. *La sula al Sud può sostituire il mais*. Terra e Vita n. 17/2011, Dossier Biogas, 46-47.



**Marzioletti, T., Valenzuela-Olarte, M.B., Sievers, C., Hoskins, T.J.C., Agrawal, P.K., Jones, C.W., 2008.** *Dilute acid hydrolysis of Loblolly pine: A comprehensive approach*. Ind Eng Chem Res, 47: 7131-7140.

**Massè, D.I., Croteau, F., Masse, L., 2007.** *The fate of crop nutrients during digestion of swine manure in psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors*. Bioresource Technology, 98: 2819-2823.

**Mata-Alvarez, J., 2002.** *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*.

**Mata-Alvarez J., 2003.** *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*. IWA Publishing, London, UK.

**Mata-Alvarez, J., Mace, S., Llabres, P., 2000.** *Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives*. Bioresource Technology, 74 (1): 3-16.

**Mathiesen, N.L., 1989.** *Ca and/or Mg soap solution in biogas production*. Wo Patent 8900548.

**Mattiolo, P., 2012a.** *Costi e benefici dell'impiego dei sottoprodotti. [Costs and benefits of the use of by-products]*. In: Proceedings of the Conference "Biogas in Sicilia: un giacimento di energia" [Biogas in Sicily: a deposit of energy], Vittoria (Ragusa) - EMAIA exhibition - AGREM, 31 March 2012. URL:[http://www.agroenergia.eu/index.php?option=com\\_content&view=article&id=257&Itemid=264&lang=it](http://www.agroenergia.eu/index.php?option=com_content&view=article&id=257&Itemid=264&lang=it)

**Mattiolo, P., 2012b.** *Biogas e Biometano. Opportunità di sviluppo per il Mezzogiorno d'Italia*. EnergEtica – Distretto Agroenergetico. Produzione CH<sub>4</sub>, 3: 54-56.

**Mawson, A.J., 1994.** *Bioconversion for whey utilization and waste abatement*. Bioresource Technology 47, pp. 195-203.

**McMillan, J.D., 1994.** *Pretreatment of lignocellulosic biomass*. In: Himmel M.E., Baker J.O., Overend R.P. (Ed.), editors. Enzymatic Conversion of Biomass for Fuels production. Washington, DC: ACS Symp Ser. ACS, 1994; 566: 292-324.

**Menardo, S., Gioielli, F., Balsari, P., 2011.** *The methane yield of digestate: Effect of organic loading rate, hydraulic retention time, and plant feeding*. Bioresource Technology, 102: 2348-2351.

**Mockaitis, G., Ratusznei, S.M., Rodrigues, J.A.D., Zaiat, M., Foresti, E., 2006.** *Anaerobic whey treatment by a stirred sequencing batch reactor (ASBR): effects of organic loading and supplemented alkalinity*. Journal of Environmental Management 79, pp. 198-206.

**Mosier, N.S., Hendrickson, R., Brewer, M., Ho, N., Sedlak, M., Dreshel, R., Welch, G., Dien, B.S., Aden, A., Ladish, R.M., 2005.** *Industrial scale-up of pH-controlled liquid hot*

*water pretreatment of corn fiber for fuel ethanol production. Appl Biochem Biotechnol*, 125: 77-97.

**Mumme, J., Linke, B., Tölle, R.**, 2010. *Novel upflow anaerobic solid-state (UASS) reactor. Bioresource Technology*, 101: 592-599.

**Nath, K., Das, D.**, 2004. *Improvement of fermentative hydrogen production: various approaches. Applied Microbiology and Biotechnology*, 65: 520-529.

**Navaneethan, N.**, 2007. *Anaerobic digestion of waste activated sludge with ultrasonic pretreatment. M.Sc. thesis, Department of Environmental Engineering and Management, Asian Institute of Technology School of Environment, Resources and Development, Thailand.*

**Navarotto, P.**, 2011. *Impianti per la digestione anaerobica. In “Biomasse ed energia. Produzione, gestione e processi di trasformazione” (a cura di Silvana Castelli), Maggioli Editore, pp. 205-225.*

**Navickas K., Zuperka V., Janusauskas R.**, 2003. *Energy input for cultivation and preparation of biomass for biogas production. LZUI instituto ir LZU universiteto mokslo darbai. LZUU* 35(4):109-16.

**Neves, L., Ribeiro, R., Oliveira, R., Alves, M.M.**, 2006. *Enhancement of methane production from barley waste. Biomass and Bioenergy* 30, 599-603.

**Noike, T., Endo G., Chang J., Yaguchi J., Matsumoto, J.**, 1985. *Characteristics of carbohydrate degradation and the rate-limiting step in anaerobic digestion. Biotechnol. Bioeng.* 27: 1482-1489.

**Nordberg, A., Nilsson, A., Blomgren, A.**, 1992. *Salt accumulation in a biogas process with liquid recirculation. Effect on gas production, VFA concentration and acetate metabolism. In proc. Int. Symp. On Anaerobic Digestion of Solid Waste, Venice, 14-17 April, 1992, (eds. F. Cecchi, J. Mata-Alvarez et F.G. Pohland), pp. 431-435, Int. Assoc. On Wat. Poll. Res. And Control.*

**O’Keefe, D.M., Chynoweth, D.P., Barkdoll, A.W., Nordstedt, R.A., Owens, J.M., Stfontes, J.**, 1992. *Sequential batch anaerobic composting. In Proc. Int. Symp. On Anaerobic Digestion of Solid Waste, Venice, 14-17 April, 1992, (eds. F. Cecchi, J. Mata-Alvarez et F.G. Pohland), PP. 117-125, Int. Assoc. Wat. Poll. Res. Control.*

**Oleszkiewicz, J.A., Poggi-Varaldo,** 1997. *High-solids anaerobic digestion of mixed municipal and industrial wastes. J. Environ. Eng.* 123: 1087-1092.

**Paavola, T., Syvasalo, E., Rintala, J.**, 2006. *Co-digestion of manure and biowaste according to the EC animal by-products regulation and Finnish national regulations. Water Science and Technology*, 53, 223-231.

**Palm, O.,** 2008. *The quality of liquid and solid digestate from biogas plants and its application in agriculture.* ENC/ORBIT e.V. workshop 2008. The future for anaerobic digestion of organic waste in Europe.

**Palmowski, L., Muller, J.,** 1999. *Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion.* Proceedings of The Second International Symposium on anaerobic digestion of solid waste, Barcelona June 15-17; 137-144.

**Parawira, W., Murto, M., Zvauya, R., Mattiasson, B.,** 2004. *Anaerobic batch digestion of solid potato waste alone and in combination with sugar beet leaves.* Renewable Energy, 29: 1811-1823.

**Parawira W., Read, J.S., Mattiasson, B., Björnsson, L.,** 2008. *Energy production from agricultural residues: high methane yields in a pilot-scale two-stage anaerobic digestion.* Biomass Bioenergy 32:44–50.

**Paris, P., Gavazzi, C., Tabaglio, V.,** 2004. *Rate of soil P decline due to crop uptake. Long-term curves of depletion.* Agricultural Mediterranean, 134, pp. 236-245.

**Park, C., Lee, C., Kim, S., Chen, Y., Chase, H.A.,** 2005. *Upgrading of anaerobic digestion by incorporating two different hydrolysis processes.* Journal of Bioscience and Bioengineering, 100: 164-167.

**Patel, V., Desai, M., Madamwar, D.,** 1993. *Thermchemical pretreatment of water hyacinth for improved biomethanation.* Appl. Microbiol. Biotechnol. 42(1), 67-74.

**Pavan, P., Battistoni, P., Cecchi, F., Mata-Alvarez, J.,** 1999a. *Two-phase anaerobic digestion of source-sorted OFMSW: performance and kinetic study.* In II Int. Symp. Anaerobic Dig. Solid Waste, Barcelona, June 15-17, 1999 (eds. J. Mata-Alvarez, A. Tilche et F. Cecchi), vol. 1. pp.91-98, Int. Assoc. Wat. Qual.

**Pavan, P., Battistoni, P., Cecchi, F., Mata-Alvarez, J.,** 1999b. *Performance of thermophilic semi-dry anaerobic digestion process changing the feed biodegradability.* In II Int. Symp. Anaerobic Dig. Solid Waste, Barcelona, June 15-17, 1999 (eds. J. Mata-Alvarez, A. Tilche et F. Cecchi), vol. 1. pp. 57-64, Int. Assoc. Wat. Qual.

**Pavan P., Battistoni P., Mata-Alvarez J., Cecchi F.,** 2000. *Performance of thermophilic semi-dry anaerobic digestion process changing the feed biodegradability.* Water Science Technology 41(3):75-82.

**Perez-Elvira, S.I., Diez, P.N., Fdz-Polanco, F.,** 2006. *Sludge minimisation technologies.* Rev. Environ. Sci. Biotechnol. 5(4), 375-398.

**Persson, M., Jönsson, O., Wellinger, A.,** 2006. *Biogas upgrading to vehicle fuel standards and grid injection.* Brochure of IEA, Task 37 - “Energy from Biogas and Landfill Gas”.

**Petersson, A., Thomsen, M.H., Hauggard-Nielsen, H., Thomsen, A.B., 2007.** *Potential bioethanol and biogas production using lignocellulosic biomass from winter rye, oilseed rape and faba bean.* Biomed. Bioeng. 31, 812-819.

**Piccinini, S., Vismara, R., 2011.** *Il biogas nel Piano di Azione Nazionale per le energie rinnovabili e il parco impianti in Europa e in Italia.* In “Biogas da agrozootecnica e agroindustria” ( a cura di Vismara, R., Canziani, R., Malpei, F., Piccinini, S.), Dario Flaccovio Editore, pp. 1-17.

**Poeschl, M., Ward, S., Owende, P., 2012.** *Environmental impacts of biogas deployment - Part I: life cycle inventory for evaluation of production process emissions to air.* Journal of Cleaner Production, 24: 168-183.

**Poüilot, Y., 2008.** *Membrane process in dairy technology-From a simple idea a worldwide panacea.* Int. Dairy Journal, 18, pp. 735-740.

**Prior, B.A., Day, D.F., 2008.** *Hydrolysis of ammonia-pretreated sugar cane bagasse with cellulase, beta-glucosidase, and hemicellulase preparations.* Appl Biochem Biotechnol, 146: 151-164.

**Ragazzoni, A., 2011.** *Biogas. Normative e biomasse: le condizioni per fare reddito.* Edizioni L'Informatore Agrario, pp.39-41.

**Ramos, L.P., 2003.** *The chemistry involved in the steam treatment of lignocellulosic materials.* Quim. Nova. 26 (6) 863-871.

**Rao, P., Seenayya, G., 1994.** *Improvement of methanogenesis from cow dung and poultry litter waste digesters by addition of iron.* World J. Microbiol. Biotechnol. 10(2), 211-214.

**Rao M.S., Singh S.P., 2004.** *Bio energy conversion studies of organic fraction of MSW: kinetic studies and gas yield-organic loading relationships for process optimization.* Bioresource Technol 95:173-185.

**Räsänen, E., Nystöm, M., Sahlstein, J., Tossavainen, O., 2002.** *Comparison of commercial membranes in nanofiltration of sweet whey.* Lait 82, pp. 343-356.

**Rivard, C.J., Vinzant, T.B., Adney, W.S., Grohmann, K., Himmel, M.E., 1990.** *Anaerobic digestibility of 2 processes municipal solid waste materials.* Biomass 23 (3), 201-214.

**Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., 2004.** *Life cycle assessment: part 1: framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications.* Environment International, 30 (5): 701-720.

**Riau, V., De la Rubia, M. A., Pérez, M., 2010.** *Temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) to obtain class A biosolids: a semi-continuous study.* Bioresource Technology, 101: 2706-2712.

- Robra, S., Serpa da Cruz, R., De Oliveira, M., Almeida Neto, A., Santos, J.V., 2010.** *Generation of biogas using crude glycerin from biodiesel production as a supplement to cattle slurry.* Biomass and Bioenergy 34:1333-1335.
- Rossi, L., 2011.** *Energia da sottoprodotti, cosa cambia con la nuova legge.* Supplemento “Energia Rinnovabile” a L’Informatore Agrario, 16:25-27.
- Saha, B.C., Cotta, M.A., 2006.** *Ethanol production from alkaline peroxide pretreated enzymatically saccharified wheat straw.* Biotechnol Progr, 22: 449-453.
- Sahlström, L., 2003.** *A review of survival of pathogenic bacteria in organic waste used in biogas plants.* Bioresource Technology, 87: 161-166.
- Saint-Joly, C., Desbois, S., Lotti, J.P., 2000.** *Determinant impact of waste collection and composition on anaerobic digestion performance: industrial results.* Water Sci Technol 41(3):291-7.
- Sanders, W.T.M., Geerink, M., Zeeman, G., Lettinga, G., 1999.** *Anaerobic hydrolysis kinetics of particulate substrates.* Proceedings of the Second International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes, June 15-18, Barcelona.
- Sawayama, S., Tada, C., Tsukahara, K., Yagishita, T., 2004.** *Effect of ammonium addition on methanogenic community in a fluidized bed anaerobic digestion.* Journal of Bioscience and Bioengineering, 97: 65-70.
- Schieder, D., Schneider, R., Bischof, F., 2000.** *Thermal hydrolysis (TDH) as a pretreatment method for the digestion of organic waste.* Water Sci. Technol. 41, 181-187.
- Schievano, A., D’Imporzano, G., Adani, F., 2009.** *Substituting energy crops with organic wastes and agro-industrial residues for biogas production.* Journal of Environmental Management, 90: 2537-2541.
- Schink, B., 1997.** *Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation.* Microbiology and Molecular Biology Reviews, 61(29): 262-280.
- Schmid, J., Krautkremer, B., Müller, J., 2005.** *Biogaspowered microgas-turbine.* Proceedings Expo World Conference on Wind Energy, Renewable Energy and Fuel Cells, Hamamatsu/Japan, 7.
- Schneider, R., Quicker, P., Anzer, T., Prectl, S., Faulstich, M., 2002.** *Grundlegende Untersuchungen zur effektiven, kostengünstigen Entfernung von Schwefelwasserstoff aus Biogas.* In: Biogasanlagen Anforderungen zur Luftreinhaltung, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg.
- Schoen, M.A., Sperl, D., 2009.** *Population dynamics at digester overload conditions.* Bioresource Technology, 100:5648-5655.

**Schulte-Schulze Berndt, A.**, 2005. *Biogas upgrading with pressure swing adsorption versus biogas reforming*. In: Lens P, Westermann P, Haberbauer M, Moreno A (eds) *Biofuels for fuel cells*, pp. 414-429.

**Schulz, H., Eder, B.**, 2001. *Biogas-Praxis. Grundlagen - Planung - Anlagenbau*. Ökobuchverlag, Staufen bei Freiburg.

**Schumacher, B., Oechsner, H., Senn, T., Jungbluth, T.**, 2007. *Thermo-mechanischer Aufschluss reifer Triticale zur Biogasgewinnung*. *Lanttechnik* 62, 162-163.

**Schurz, J.**, 1978. *Bioconversion of Cellulosic Sustances into Energy Chemicals and Microbial Protein*. Symp. Proc.; Ghose, T.K.; ed.; New Delhi, IIT: Delhi, pp.37.

**Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D., Yu, T.**, 2008. *Use of U.S. Croplands for Biofuels Increase greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change*. *Science* 319, 1238-1240.

**Sharma, D.K.**, 2002. *Studies on availability and utilization of onion storage waste in a rural habitat*. Ph.D. Thesis, Centre for Rural Development and Technology, Indian Institute of Technology, Delhi, India.

**Sherer, P.**, 2002. *Mikrobielle aspekte bei der vergarung von biomasse in Batch-Ansätzen*. In VDI (Ed.) *VDI Workshops "vergarung Organisher Stoffe"*, 18-19 April 2002. Paper n.9.

**Shi, J., Chinn, M.S., Sharma-Shivappa, R.R.**, 2008. *Microbial pretreatment of cotton stalks by solid state cultivation of Phanerochaete chrysosporium*. *Bioresour Tecchnol*, 99: 6556-6564.

**Silvey, P., Blackall, L., Nichols, P., Pullammanappallil, P.**, 1999. *Microbial ecology of the leach bed anaerobic digestion of unsorted municipal solid waste*. In *II Int. Symp. Anaerobic Dig. Solid Waste*, Barcelona, June 15-17, 1999 (eds. J. Mata-Alvarez, A. Tilche et F. Cecchi), vol. 1, pp. 17-24, Int. Assoc. Wat. Qual.

**Singh, P., Suman, A., Tiwari, P., Arya, N., Gaur, A., Shrivastava, K.**, 2008. *Biological pretreatment of sugarcane trash for its conversion to fermentable sugars*. *World J Microbiol Biotechnol*, 24: 667-673.

**Six, W., De Baere, L.**, 1992. *Dry anaerobic conversion of municipal solid waste by means of the Dranco process at Brecht, Belgium*. In *proc. Int. Symp. On anaerobic Digestion of Solid Waste*, Venice, 14-17 April, 1992, (eds. F. Cecchi, J. Mata-Alvarez et F.G. Pohland), pp. 525-528, Int. Assoc. Wat. Poll. Res. Control.

**Speece, R.E.**, 1996. *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater*. Archae Press, Nahville, Tennessee.

**Strauch, D., Philipp, W.**, 2000. *Hygieneaspekte der biologischen Abfallbehandlung und -verwertung*. In: Bidlingmaier W (Editor), *Biologische Abfallbehandlung*. Eugen Ulmer, Stuttgart, pp. 155-208.

- Stretton-Maycock, D., Merrington, G.,** 2009. *The use and application to land of MBT compost-like output - review of current European practice in relation to environmental protection*. Science Report - SC030144/SR3. Environment Agency, Bristol, UK.
- Su, H., Cheng, J., Zhou, J., Song, W., Cen, K.,** 2009. *Improving hydrogen production from cassava starch by combination of dark and photo fermentation*. International Journal of Hydrogen Energy, 34: 1780-1786.
- Symons, G.E., Buswell, A.M.,** 1933. *The methane fermentation of carbohydrates*. J. Am. Chem. Soc. 55 2028-2036.
- Tanaka, S., Kobayashi, T., Kamiyama, K., Bildan, M.,** 1997. *Effects of thermochemical pretreatment on the anaerobic digestion of waste activated sludge*. Water Science and Technology, 35: 209-215.
- Tani, M., Sakamoto, N., Kishimoto, T., Umetsu, K.,** 2006. *Utilization of anaerobically digested slurry combined with other waste following application to agricultural land*. In: International Congress Series. 1293: 331-334.
- Tchobanoglous, G., Hilary, T., Vigil, S.A.,** 1997. *Integrated solids waste management: engineering principles and management issues*. Mc Graw-Hill Inc.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S.,** 1993. *Integrated Solid Waste Management*. McGraw-Hill Publications, New York, USA.
- Teixeira, L.C., Linden, J.C., Schroeder, H.A.,** 1999. *Alkaline and peracetic acid pretreatments of biomass for ethanol production*. Appl. Biochem. Biotechnol. 19-34.
- Themelis, N.J., Verma, S.,** 2004. *Anaerobic Digestion of Organic Waste in MSW*. Waste Management World, 20-24.
- Tiehm, A., Nickel, K., Zellhorn, M., Neis, U.,** 2001. *Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization*. Water Research, 35(8): 2003-2009.
- Trösch, W., Niemann, V.,** 1999. *Biological waste treatment using the thermophilic scwirting-Uhde process*. In II Int. Symp. Anaerobic Dig. Solid Waste, Barcelona, June 15-17, 1999 (eds. J. Mata-Alvarez, A. Tilche et F. Cecchi), vol. 2, pp. 338-341, Int. Assoc. Wat. Qual.
- Trzcinski, A. P., Ray, M. J., Stuckey, D.C.,** 2010. *Performance of a three-stage membrane bioprocess treating the organic fraction of municipal solid waste and evolution of its archaeal and bacterial ecology*. Bioresource Technology, 101: 1652-1661.
- Um, B.H., Karim, M.N., Henk, L.L.,** 2003. *Effect of sulfuric and phosphoric acid pretreatments on enzymatic hydrolysis of corn stover*. Appl Biochem Biotechnol, 105: 115-125.

- Umetsu, K., Yamazaki, S., Kishimoto, T., Takahashi, J., Shibata, Y., Zhang, C., Misaki, T., Hamamoto, O., Ihara, I., Komiyama, M.,** 2006. *Anaerobic co-digestion of dairy manure and sugar beets*. International Congress Series. 1293: 307-310.
- Valli, L., Bonazzi, G., Fabbri, C.,** 2007. *Migliori tecniche disponibili adottabili nell'espandiment*. Supplemento a Suinicoltura n. 11, pp. 12-18.
- Vandevivere, P., De Baere, L., Verstraete, W.,** 2003. *Types of anaerobic digester for solid wastes*. In *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*. Ed. Mata-Alvarez, IWA Publishing, London.
- Vavilin, V.A., Rytov, S.V., Lokshina, L.Y.,** 1996. *A description of hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic matter*. Bioresource Technology, 56(2-3): 229-237.
- Vazquez, M., Oliva, M., Tellez-Luis, S. J., Ramirez, J.A.,** 2007. *Hydrolysis of sorghum straw using phosphoric acid: evaluation of furfural production*. Bioresour Technol, 98: 3053-3060.
- VDI 4630,** 2006. *Fermentation of organic materials. Characterisation of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests*.
- Vieitez, E.R., Gosh, S.,** 1999. *Biogasification of solid wastes by two-phase anaerobic fermentation*. Biomass Bioenergy 16:299–309.
- Vismara, R., Canziani, R., Malpei, F., Piccinini, S.,** 2011. *Biogas da agrozootechnia e agroindustria*. Dario Flaccovio Editore, pp. 57-59.
- Ward, A. J., Hobbs, P. J., Holliman, P. J., Jones, D.L.,** 2008. *Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources*. Bioresource Technology, 99(17): 7928-7940.
- Weil, J.R., Sarikaya, A., Rau, S.L., Goebz, J., Lasisch, C.M., Brwer M., Hendrickson, R., Tadisch, M.R.,** 1998. *Pretreatment of corn fiber by pressure cooking in water*. Appl. Biochem. Biotechnol. 73 1-17.
- Weiland, P.,** 1992. *One- and two-step anaerobic digestion of solid agroindustrial residues*. In proc. Int. Symp. On Anaerobic Digestion of Solid Waste, Venice, 14-17 April, 1992, (eds. F. Cecchi, J. Mata-Alvarez et F.G. Pohland), pp. 193-199, Int. Assoc. On Wat. Poll. Res. And Control.
- Weiland, P.,** 2003. *Production and energetic use of biogas from energy crops and wastes in Germany*. Applied Biochemistry and Biotechnology, 109: 263-274.
- Weiland, P.,** 2006. *State of the art of solid-state digestion—recent developments*. In: F.N. Rohstoffe, (Editor), Solid-State Digestion—State of the Art and Further RandD Requirements, Volume 24, Gulzower Fachgespräche, pp. 22-38.



**Weiland, P.**, 2010. *Biogas production: current state and perspectives*. Applied Microbiology and Biotechnology, 85: 849-860.

**Weiland, P., Verstraete, W., Van Haandel, A.**, 2009. *Biomass digestion to methane in agriculture: A successful pathway for the energy production and waste treatment worldwide*. In: W. Soetaert, E.J. Vandamme (Editors), Biofuels, Wiley, pp. 171-195.

**Wellinger, A., Widmer, C., Schalk, P.**, 1999. *Percolation – anew process to treat MSW*. In II Int. Symp. Anaerobic Dig. Solid Waste, Barcelona, June 15-17, 1999 (eds. J. Mata-Alvarez, A. Tilche et F. Cecchi), vol. 1, pp. 315-322, Int. Assoc. Wat. Qual.

**Wilkie, A., Goto, M., Bordeaux, F.M., Smith, P.H.**, 1986. *Enhancement of anaerobic methanogenesis from napier grass by addition of micronutrients*. Biomass, 11: 135-146.

**Wodzinski, R.J., Himes, M.E., Gennaro, R.N.**, 1983. *Effect of addition of  $Fe^{3+}$  and  $Co^{2+}$  to dairy manure on methane production*. Abstr. Annu. Meet. Am. Soc. Microbiol., 83 Meeting, pp.243.

**Wong, M.H., Cheung, Y.H.**, 1995. *Gas production and digestion efficiency of sewage sludge containing elevated toxic metals*. Bioresour. Technol., 54(3), 261-268.

**Wood, S., Cowie, A.**, 2004. *A review of greenhouse gas emission factors for fertiliser production*. Report for IEA Bioenergy Task 38, <http://www.ieabioenergy-task38.org/publications/>.

**Xiao, W., Clarkdon, W.W.**, 1997. *Acid solubilization of lignin and bioconversion of treated newsprint to methane*. Biodegradation, 8 61-66.

**Xing, W., Ngo, H.H., Guo, W., Wu, Z., Nguyen, T.T., Cullum, P., Listowski, A., Yang, N.**, 2010. *Enhancement of the performance of anaerobic fluidized bed bioreactors (AFBBRs) by a new starch based flocculant*. Separation and Purification Technology, 72: 140-146.

**Yan, J.Q., Lo, K.V., Liao, P.H.**, 1989. *Anaerobic digestion of cheese whey using up-flow anaerobic sludge blanket reactor*. Biol Waste 27:289-305.

**Yang, S. T., Okos, M.R.**, 1987. *Kinetic study and mathematical modeling of methanogenesis of acetate using pure cultures of methanogens*. Biotechnology and Bioengineering, 30: 661-667.

**Yang, C.P., Shen, Z.Q., Yu, G.C.**, 2008. *Effect and aftereffect of gamma radiation pretreatment on enzymatic hydrolysis of wheat straw*. Bioresour Technol, 99: 6240-6245.

**Yorgun, M.S., Akmehmet Balcioglu, I., Saygin O.**, 2008. *Performance comparison of ultrafiltration, nanofiltration and reverse osmosis on whey treatment*. Desalination 229, (1-3) (9/15), pp. 204-16.

- Zennaki, B.Z., Zadi, A., Lamini, H., Aubinear, M., Boulif, M., 1996.** *Methane Fermentation of cattle manure: effects of HRT, temperature and substrate concentration.* Tropicultural, 14(4): 134-140.
- Zhang, R., El-Mashad, H. M., Hartman, K., Wang, F., Liu, G., Choate, C., Gamble, P., 2007.** *Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion.* Bioresource Technology, 98: 929-935.
- Zhao, X.B., Wang, L., Liu, D., 2008.** *Peracetic acid pretreatment of sugarcane bagasse for enzymatic hydrolysis: a continued work.* Wiley-Liss, Inc., New York, USA, Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 83, 6, pp.950-956.
- Zhao, X.B., Wang, L., Liu, D., DeHua, L., 2007.** *Effect of several factors on peracetic acid pretreatment of sugarcane for enzymatic hydrolysis.* J Chem Technol Biotechnol, 82: 1115-1121.
- Zhao, Y., Wang, A., Ren, N., 2010.** *Effect of carbon sources on sulfidogenic bacterial communities during the starting-up of acidogenic sulfate-reducing bioreactors.* Bioresource Technology, 101: 2952-2959.
- Zheng, Y., Pan, Z., Zhang, R.H., Wang, D.H.; Jenkins, B., 2008.** *Non-ionic surfactants and non-catalytic protein treatment on enzymatic hydrolysis of pretreated Creeping Wild Ryegrass.* Appl Biochem Biotechnol, 146: 231-248.
- Zheng, Y., Zhongli, P., Zhang, R., 2009.** *Overview of biomass pretreatment for cellulosic ethanol production.* Int J Agric Biol Eng. 2, 51-68.
- Zhu, B., Gikas, P., Zhang, R., Lord, J., Jenkins, B., Li, X., 2009.** *Characteristics and biogas production potential of municipal solid wastes pretreated with a rotary drum reactor.* Bioresource Technology, 100: 1122-1129.

## **Siti di riferimento**

[www.bioprom.net](http://www.bioprom.net)

[www.eurec.be](http://www.eurec.be)

[www.iea-biogas.net](http://www.iea-biogas.net)